



INSTITUTO POLITÉCNICO  
DE VIANA DO CASTELO

Andreia Manuela de Castro Santos

## Avaliação do processo de compostagem de misturas com resíduos vegetais ricos em fitoquímicos

Mestrado em Agricultura Biológica

Trabalho efectuado sob a orientação de  
Professor Doutor Luís Miguel Cortêz Mesquita de Brito  
Professor Doutor Henrique Manuel da Fonseca Trindade

Julho de 2012



As doutrinas expressas  
neste trabalho são da  
exclusiva responsabilidade  
do autor



Aos meus pais, avós,

Filipa e Ricardo.



## ÍNDICE

ÍNDICE .....	i
AGRADECIMENTOS.....	iii
RESUMO .....	iv
ABSTRACT .....	v
LISTA DE ABREVIATURAS.....	vi
ÍNDICE DE QUADROS.....	viii
INDICE DE FIGURAS .....	ix
1. INTRODUÇÃO .....	1
1.1. Enquadramento e objetivos.....	1
1.2. Compostagem .....	2
1.2.1. Definição de compostagem.....	2
1.2.2. Transformações bioquímicas dos substratos e etapas da compostagem.....	2
1.2.3. Fatores físico-químicos que afetam o processo de compostagem.....	3
1.2.3.1. Razão C/N .....	3
1.2.3.2. Outros nutrientes .....	4
1.2.3.3. Temperatura .....	4
1.2.3.4. Humidade .....	5
1.2.3.5. Arejamento .....	6
1.2.3.6. Dimensão das partículas .....	7
1.2.3.7. Condutividade elétrica .....	7
1.2.3.8. Valor de pH.....	8
1.2.4. Dinâmica do azoto durante a compostagem.....	8
1.2.5. Emissões de gases.....	10
1.2.6. Qualidade e maturação de um composto .....	10
1.3. Fitoquímicos .....	12
1.3.1. Glucosinolatos .....	13
1.3.2. Compostos fenólicos.....	14
2. MATERIAL E MÉTODOS .....	16
2.1. Materiais e tratamentos experimentais .....	16
2.2. Instalação do ensaio.....	17
2.3. Condução do ensaio.....	18

2.4.	Análises laboratoriais .....	20
2.5.	Análise estatística .....	21
3.	RESULTADOS E DISCUSSÃO .....	22
3.1.	Temperatura .....	22
3.2.	Teor de matéria seca .....	24
3.3.	Características físico-químicas durante a compostagem .....	25
3.4.	Emissão de C-CO <sub>2</sub> .....	30
3.5.	Emissão de N-N <sub>2</sub> O .....	32
3.6.	Emissões de C-CH <sub>4</sub> .....	35
3.7.	Teores de glucosinolatos .....	37
3.8.	Teores de fenólicos totais .....	39
3.9.	Teores de taninos totais .....	40
4.	CONCLUSÃO .....	42
5.	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....	44



## **AGRADECIMENTOS**

Ao meu orientador Professor Doutor Luís Miguel Cortêz Mesquita de Brito da Escola Superior Agrária de Ponte de Lima (ESA-IPVC) por todo o incentivo e apoio, pela amizade e pela incansável ajuda na elaboração deste trabalho. Muito obrigada.

Ao Professor Doutor Henrique Manuel da Fonseca Trindade, como co-orientador agradeço todos os meios disponibilizados, o apoio e colaboração durante a realização deste trabalho, para além da oportunidade de desenvolver o trabalho prático na Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro (UTAD).

À Galp Biocombustíveis, Sortegel e Nutrigreen, por me terem cedido os materiais fundamentais para o desenvolvimento do estudo. Muito obrigada.

À D. Aurea, Cátia e João pela constante ajuda prestada durante o trabalho prático. Muito obrigada.

Aos meus magníficos amigos por tudo o que partilhamos e por me mostrarem o verdadeiro sentido da palavra amizade.

Ao Álvaro por toda a alegria que trouxe à minha vida, por todo o companheirismo, pelo carinho e enorme amizade. Muito obrigada amigo.

À Rita por toda a força e amizade durante este período.

Aos meus pais, irmã e avó, agradeço todo o amor, paciência, alento e tudo aquilo que me proporcionaram ao longo da vida, fundamental para me tornar naquilo que sou. Muito obrigada.

Ao Ricardo pela cumplicidade, sabedoria e pelo toque de felicidade na minha vida, bem como aos seus pais pelo carinho e amizade.

## RESUMO

A compostagem dos resíduos orgânicos com a posterior incorporação dos compostos no solo é um processo eficaz para a melhoria das características do solo no modo de produção biológico. Para avaliar o efeito da composição de diferentes resíduos vegetais na evolução das características físico-químicas e das emissões gasosas durante o processo, procedeu-se à compostagem de resíduos de diferentes brássicas, de castanha e de jatropha. Estes foram compostados com adição de relva e palha em 15 compostores com a capacidade de 135 L. Os 15 compostores foram dispostos aleatoriamente, com cada um dos 5 tratamentos (testemunha, brócolo, couve-penca, castanha e jatropha), cada tratamento foi repetido em três compostores. Avaliaram-se as principais características físico-químicas (temperatura, teor de matéria seca, pH, condutividade elétrica, emissões de C-CO<sub>2</sub>, N-N<sub>2</sub>O, C-CH<sub>4</sub> e C/N), bem como os teores de nutrientes e de fitoquímicos. As elevadas temperaturas atingidas nos primeiros dois dias de compostagem estiveram associadas à rápida decomposição da matéria orgânica. Considerando a baixa C/N inicial, sugere-se cuidado ao adicionar materiais ricos em N como relva. As maiores emissões de C-CO<sub>2</sub> foram registadas durante a fase termófila, mostrando uma relação direta com os picos de temperatura. No entanto, estas emissões ocorreram, embora em menor quantidade, durante todo o processo de compostagem. As emissões de C-CH<sub>4</sub> ocorreram apenas nos dois primeiros dias de compostagem e as emissões de N-N<sub>2</sub>O foram registadas no início da compostagem e na fase de maturação. No final do ensaio a decomposição da matéria orgânica ainda não estava totalmente concluída uma vez que ainda ocorriam emissões de C-CO<sub>2</sub> e de N-N<sub>2</sub>O. Relativamente aos glucosinolatos estes desapareceram logo após o arranque do ensaio, os compostos fenólicos totais tenderam a aumentar e os taninos tenderam a diminuir ao longo do processo de compostagem. Este estudo sugere que os resíduos de brássicas, castanha e jatropha poderão ser utilizados como materiais compostados para incorporação no solo, no entanto deverá haver o cuidado na mistura destes com outros materiais, de forma a originar um produto final estável rico em compostos húmicos. Relativamente ao uso de compostados de brássicas ricos em glucosinolatos, neste ensaio não se evidenciou qualquer resistência dos glucosinolatos à degradação durante a compostagem e consequentemente, capacidade fitopatogénica dos compostos finais.

Palavras-Chave: *compostagem; compostos fenólicos; emissões de gases; fitoquímicos; razão C/N; taninos totais;*

## ABSTRACT

The composting of organic residues and subsequent incorporation of the composts in the soil is one of the most efficient processes in the improvement of soil characteristics in organic production. To evaluate the effect of the composition of different vegetable residues in the evolution of the physico-chemical characteristics and gaseous emissions during the process, we conducted the composting of Brassicas, chestnut and jatropha wastes. These were added with grass and straw in 15 composters with capacity of 135L. Each of the 5 compost mixtures (control, broccoli, Portuguese cabbage, chestnut and jatropha) was repeated in three composters. We performed the evaluation of the principal physico-chemical parameters (temperature, dry matter content, pH, electrical conductivity, C/N ratio and the emissions of C-CO<sub>2</sub>, N-N<sub>2</sub>O and C-CH<sub>4</sub>), as well of nutrients and phytochemicals contents. The high temperatures reached in the first two days of the trial were related to the rapid degradation of labile organic matter. Taking into account the low initial C/N ratio, we suggest care in the addition of N-rich materials, such as green grass. The highest emissions of C-CO<sub>2</sub> were registered during the thermophilic phase, showing a proportional relation with the temperature peaks obtained. However, in a lesser extent, these emissions occurred during all process. The emission of C-CH<sub>4</sub> only occurred in the first two days of composting while the emissions of N-N<sub>2</sub>O were registered in the beginning of composting and in the maturation phase. At the end of the experiment the decomposing of the organic matter was not yet fully degraded, since emissions of C-CO<sub>2</sub> and N-N<sub>2</sub>O were still registered. Regarding the glucosinolates these were not found soon after the start of the experiment, while the total phenolic compounds tended to increase and the tannins tended to decrease along the composting process. This study suggest that the residues of brassica, chestnut and jatropha can be used as composted materials to incorporate in the soil, nevertheless careful must be taken in combining these with other materials, in order to produce a stable final product rich in humic compounds. Concerning the use of *brassica* composted rich in glucosinolates, it is concluded that the glucosinolates may not be resistant to the decomposition, therefore the compost cannot be considered for controlling soil phytopathogenic.

**Keywords:** *C/N ratio; composting; phenolic compounds; phytochemicals; total tannins; gas emissions;*

## **LISTA DE ABREVIATURAS**

4-Metx - 4-methoxyglucobrassicin

4-OH - 4-hidroxyglucobrassicin

B – Boro

C – Carbono

Ca – Cálcio

Cb - Cabeça de brócolo

CE - Condutividade elétrica

CH<sub>4</sub> - Metano

CO<sub>2</sub> - Dióxido de carbono

Cp - Couve penca

Cs - Castanha

Cu- Cobre

C/N – Razão carbono/azoto

Fe - Ferro

Gbrass - Glucobrassicin

Gib - Glucoiberin

GLU - Glucosinolatos

Graf - Glucoraphanin

H - Humidade

H<sub>2</sub>O - Água

ITC - Isotiocianatos

Jt - Jatropha

K - Potássio

KCl - Cloreto de potássio

Mg - Magnésio

Mn - Manganês

MO - Matéria orgânica

MS - Matéria seca

N - Azoto

N<sub>2</sub>O - Óxido nitroso

NGB - Neoglucobrassicin

NH<sub>3</sub> - Amoníaco

NH<sub>4</sub><sup>+</sup> - Ião amónio

N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> - Azoto amoniacal

N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> - Azoto nítrico

O<sub>2</sub> – Oxigénio

P - Fósforo

PHC - Fitoquímicos

Prog - Progoitrin

S - Enxofre

Sin - 2-propenyl (Sinigrin)

TC - Taninos condensados

TH - Taninos hidrolisáveis

Ts – Testemunha

Zn - Zinco

## INDICE DE QUADROS

Quadro 1. Relação C/N de alguns materiais para compostagem.....	4
Quadro 2. Concentração de carbono e azoto ( $\text{g kg}^{-1}$ MS) e razão C/N.....	16
Quadro 3. Teor de MS (%), peso seco e peso fresco dos diferentes materiais utilizados, na preparação dos diferentes tratamentos. ....	17
Quadro 4. Características químicas das misturas, do início até ao dia 74 do processo de compostagem. Valores relativos à MS, à exceção do pH e da CE. ....	28
Quadro 5. Teor de fósforo (P), potássio (K), cálcio (Ca), magnésio (Mg), enxofre (S), boro (B), ferro (Fe), cobre (Cu), zinco (Zn), manganês (Mn), no início e nos dias 2, 24 e 74 de compostagem. ....	29
Quadro 6. Teores de Glucosinolatos ( $\mu\text{moles}/100\text{g MS}$ ) dos materiais originais. ....	38
Quadro 7. Teores de fenólicos totais ( $\text{mg GAE g}^{-1}$ MS) dos materiais originais. ....	39
Quadro 8. Teores de fenólicos totais ( $\text{mg GAE g}^{-1}$ MS) dos diferentes tratamentos em diferentes dias de compostagem. ....	40
Quadro 9. Teores de taninos totais ( $\text{CAE mg g}^{-1}$ MS) dos materiais originais. ....	41
Quadro 10. Teores de taninos totais ( $\text{CAE mg g}^{-1}$ MS) dos diferentes tratamentos em diferentes dias de compostagem. ....	41

## INDICE DE FIGURAS

Figura 1- Dinâmica do azoto no processo de compostagem (Cunha Queda,1999).....	9
Figura 2 - Materiais utilizados na preparação das misturas. a) Couve penca; b) couve-brócolo; c) jatropha; d) castanha; e) relva; f) palha de trigo. ....	19
Figura 3 - Evolução dos valores de temperatura para os diferentes tratamentos (Ts - testemunha; Cb - cabeça de brócolo; Cp – Talos de couve penca; Cs – castanha; Jt – jatropha) durante o período de compostagem. ....	23
Figura 4 - Evolução dos valores de temperatura para os diferentes tratamentos (Ts - testemunha; Cb - cabeça de brócolo; Cp – Talos de couve penca; Cs – castanha; Jt – jatropha) nas primeiras três semanas do processo. A barra de erro indica o valor mais elevado de erro padrão da média das temperaturas registadas nos primeiros 24 dias. ....	23
Figura 5 - Teor de matéria seca nos diferentes tratamentos ao longo do processo de compostagem. (Ts - testemunha; Cb - cabeça de brócolo; Cp – Talos de couve penca; Cs – castanha; Jt – jatropha). A barra indica o valor mais elevado observado de erro padrão da média, do teor de MS (%). ....	25
Figura 6 - Evolução da taxa de emissão de C-CO <sub>2</sub> nos diferentes tratamentos (Ts - testemunha; Cb - cabeça de brócolo; Cp – Talos de couve penca; Cs – castanha; Jt – jatropha) durante o período de compostagem. A barra indica o valor mais elevado do erro padrão da média.....	31
Figura 7 - Evolução das emissões médias acumuladas de C-CO <sub>2</sub> durante o período de compostagem nos diferentes tratamentos (Ts - testemunha; Cb - cabeça de brócolo; Cp – Talos de couve penca; Cs – castanha; Jt – jatropha). A barra indica o valor mais elevado do erro padrão da média. ....	32
Figura 8 - Evolução da taxa de emissão de N-N <sub>2</sub> O nos diferentes tratamentos Ts - testemunha; Cb - cabeça de brócolo; Cp – Talos de couve penca; Cs – castanha; Jt – jatropha) durante o período de compostagem. A barra indica o valor mais elevado do erro padrão da média.....	34
Figura 9 - Evolução das emissões médias acumuladas de N-N <sub>2</sub> O nos diferentes tratamentos (Ts - testemunha; Cb - cabeça de brócolo; Cp – Talos de couve penca; Cs – castanha; Jt – jatropha) durante o período de compostagem. A barra indica o valor mais elevado do erro padrão da média. ....	34
Figura 10 - Evolução da taxa de emissão de C-CH <sub>4</sub> nos diferentes tratamentos (Ts - testemunha; Cb - cabeça de brócolo; Cp – Talos de couve penca; Cs – castanha; Jt – jatropha) durante o período de compostagem. A barra indica o valor mais elevado do erro padrão da média.....	36
Figura 11 - Evolução das emissões médias acumuladas de C-CH <sub>4</sub> nos diferentes tratamentos (Ts - testemunha; Cb - cabeça de brócolo; Cp – Talos de couve penca; Cs – castanha; Jt – jatropha) durante o período de compostagem. A barra indica o valor mais elevado do erro padrão da média. ....	37





# **1. INTRODUÇÃO**

## **1.1. Enquadramento e objetivos**

A utilização crescente de adubos minerais na agricultura, desde o século XIX e particularmente após a II Guerra Mundial, conduziu a um contínuo aumento de produtividade das culturas agrícolas. No entanto, os adubos minerais têm vindo a substituir os estrumes produzidos nas próprias explorações (Brito, 2003), o que resulta numa diminuição na concentração do húmus no solo. A compostagem, e a posterior incorporação dos resíduos compostados ao solo, são métodos eficazes para aumentar o teor de matéria orgânica (MO) do solo, e assim, melhorar as características físicas, químicas e biológicas do solo. A quantificação de dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ), de metano ( $\text{CH}_4$ ), de amoníaco ( $\text{NH}_3$ ) e de óxido nitroso ( $\text{N}_2\text{O}$ ), que são dos principais gases emitidos durante o processo de compostagem, fornece informações acerca do desenvolvimento do processo de compostagem.

Ao longo dos últimos tempos tem-se verificado um aumento da preocupação relativamente ao uso indiscriminado de produtos tóxicos na agricultura e consequentemente com os danos que provocam ao meio ambiente e ao próprio homem.

Cada vez mais os resíduos de culturas vegetais têm sido utilizados como fertilizantes orgânicos. As plantas da família das Brassicaceae, como o brócolo e a couve-galega, originam compostos de qualidade para além de possuírem a capacidade de produzir substâncias denominadas de fitoquímicos, sendo estes eficientes como biocidas naturais (Freire et al., 2003).

No presente trabalho, estudou-se o processo de compostagem com os objetivos específicos de:

- avaliar o efeito da composição de diferentes resíduos vegetais na evolução das características físico-químicas e das emissões gasosas durante o processo;
- avaliar a qualidade dos compostos obtidos.

Como objetivo secundário estudou-se o efeito do processo de compostagem na estabilidade dos fitoquímicos presentes no material original.

## **1.2. Compostagem**

### **1.2.1. Definição de compostagem**

A compostagem é um processo de oxidação biológica e de estabilização através do qual os microrganismos (bactérias, actinomicetas, protozoários e fungos) decompõem os materiais ou resíduos orgânicos biodegradáveis, em condições de temperatura elevadas. Como resultado obtém-se um produto (composto) estabilizado, homogêneo, higienizado e sem substâncias fitotóxicas ou moléculas orgânicas que prejudiquem a qualidade do solo, e que pode ser armazenado e utilizado na preparação de corretivos orgânicos do solo e de substratos agrícolas, com vantagens agronômicas e ambientais (Brito, 2011).

A compostagem tem como objetivos a produção de um produto estável, que não seja suscetível de forte evolução biológica após aplicação ao solo, nem fitotóxico quando utilizado na agricultura (Vallini, 1995a), e a eliminação de microrganismos patogénicos e de sementes viáveis de infestantes presentes no material original (Brito, 2011).

### **1.2.2. Transformações bioquímicas dos substratos e etapas da compostagem**

O material utilizado na compostagem provém de resíduos orgânicos de plantas e animais. Estes são a base nutritiva para o desenvolvimento das populações de microrganismos percursores do processo de compostagem. Os principais componentes da matéria vegetal são a celulose, hemicelulose, lenhina, lípidos, proteínas, ácidos nucleicos e amido. O processo de compostagem varia ao longo do tempo como resultado de uma contínua mudança de temperatura e da constituição do substrato, originado por uma vasta sucessão da atividade de bactérias e fungos. A população microbiana é máxima quando o material em compostagem, oferece os nutrientes e as condições ambientais propícias ao seu total desenvolvimento. Certas populações de organismos só emergem após a atividade de outros microrganismos. Estes últimos tiveram a função de degradar parcialmente os compostos para permitir que determinados nutrientes fiquem disponíveis para o desenvolvimento de uma nova população.

Após a mistura dos materiais e uma reduzida fase latente iniciam-se as alterações do substrato, que vai degradando compostos complexos em substâncias cada vez mais simples. Este processo de degradação divide-se essencialmente em 2 fases. Numa primeira fase de decomposição, começam por ser metabolizadas substâncias orgânicas mais

facilmente biodegradáveis, como as proteínas, os aminoácidos, os hidratos de carbono e os lípidos, que são rapidamente decompostos em água ( $H_2O$ ),  $CO_2$  e  $NH_3$  por parte dos microrganismos, libertando calor. Segue-se uma segunda fase, caracterizada por taxas metabólicas muito mais reduzidas conhecida por fase de arrefecimento e maturação, durante a qual o material se torna estável, escuro, amorfo, com aspeto de húmus e um cheiro a terra. Neste estado a matéria orgânica apresenta uma maior resistência à decomposição pelos microrganismos, constituindo assim o composto.

### **1.2.3. Fatores físico-químicos que afetam o processo de compostagem**

O processo de compostagem é influenciado por vários fatores que afetam direta ou indiretamente o metabolismo dos organismos responsáveis pela decomposição e transformação dos resíduos em composto (Cunha Queda, 1999). Para produção de composto é necessário garantir as condições ótimas para a atividade microbiana, tanto em termos de temperatura, arejamento, granulometria, humidade, como em nutrientes, razão C/N e pH, entre outros.

#### **1.2.3.1. Razão C/N**

Todos os organismos necessitam de uma quantidade mínima de elementos de forma a assegurar as suas funções metabólicas. Um dos principais balanços de nutrientes é o que se refere à razão C/N. Na compostagem a atividade dos microrganismos depende da disponibilidade de carbono (C) como fonte de energia e de igual modo da disponibilidade de azoto (N) para a síntese de proteínas e para o aceleração do processo (Sharma et al., 1997).

Na preparação do material a compostar, devem ser misturados materiais ricos em N com materiais ricos em C. Uma razão C/N próxima de 30 é considerada ótima para o processo de compostagem, no entanto esta relação poderá variar em função das características específicas dos materiais utilizados. Quando o C está numa forma pouco assimilável, como por exemplo em materiais ricos em lenhina, convém considerar uma C/N mais elevada para que haja C disponível para utilização do N por parte dos microrganismos. Dos diferentes constituintes das paredes celulares dos tecidos vegetais, a lenhina é a mais resistente ao processo de decomposição, no entanto em condições de aerobiose alguns dos microrganismos, como os fungos Basidiomicetas (que possuem lenhinases) conseguem decompor a lenhina (Brito, 2003).

Quando os resíduos orgânicos possuem uma razão C/N elevada é vulgar recorrer-se a resíduos ricos em azoto de modo a favorecer o processo. Como exemplo de materiais ricos em C podemos recorrer a materiais como palha e relva seca, ramos, etc (quadro 1). Como materiais ricos em N, podemos considerar resíduos de relva verde, de leguminosas, ou os dejetos e urinas de animais cuja razão C/N é baixa.

Ao longo do processo de compostagem, parte do teor de C é perdida na forma de CO<sub>2</sub>, já o N é perdido por volatilização do amoníaco, por lixiviação e desnitrificação de nitratos. No entanto, geralmente, o C é perdido mais rapidamente do que o N, daí a tendência para a diminuição da razão C/N à medida que evoluímos no processo. Exceto quando a razão C/N é muito baixa e as perdas de N superam as perdas de C. Desta forma é importante determinar a razão C/N dos diferentes materiais e só depois proceder á mistura, como determinar a C/N no início do processo e no produto final. (Morrel *et al.*, 1985).

Quadro 1. Relação C/N de alguns materiais para compostagem

Material	Relação C/N
Palhas	60-100
Resíduos sólidos domésticos	30-40
Lenha verde da poda	100-150
Folhas de árvores	30-60
Restos de horticolas frescos	13
Sementes de Jatropha	10
Aparas de relva	20

Adaptado de Leclerc, B., 2001, Guide des Matières Organiques.

#### 1.2.3.2. Outros nutrientes

Para assegurar as suas funções metabólicas os organismos necessitam de uma quantidade de nutrientes, estes encontram-se normalmente, em quantidades suficiente nos resíduos orgânicos para garantir a atividade microbiana útil para o processo de compostagem. No entanto poderá por vezes ser necessário aplicar algum dos nutrientes.

#### 1.2.3.3. Temperatura

Associado às diferentes fases da compostagem, correspondem diferentes temperaturas de

acordo com o estado de desenvolvimento do processo. Segundo Mckinley *et al.* (1985) a temperatura é um parâmetro físico fundamental para controlo da atividade microbiana. A produção de calor durante o processo de compostagem depende de vários fatores tais como a velocidade de decomposição do material, a humidade e o arejamento, a razão C/N da mistura do material e o tamanho da pilha.

A fase inicial da compostagem é realizada por organismos mesófilos, que possuem uma temperatura ótima de crescimento entre os 20°C e os 40°C (Rodrigues *et al.* 2006). Devido à presença de matéria orgânica facilmente degradável, os microrganismos multiplicam-se rapidamente. Por ser uma fase bastante ativa, gera uma intensa produção de calor, aumentando assim a temperatura do composto até valores que inibem a atividade dos microrganismos mesófilos. Quando a temperatura atinge valores superiores a 45°C dá-se início à fase termófila (Tiquia, 2005). Nesta etapa fungos e bactérias termófilas, com temperatura ótima de crescimento compreendida entre 50 e 70°C, continuam o processo, sofrendo o composto um aumento de temperatura. Este aumento da temperatura para valores tão elevados é crucial para a qualidade do composto, pois temperaturas elevadas favorecem a eliminação de agentes patogénicos, destruindo também sementes de plantas infestantes. No entanto as temperaturas não devem ultrapassar os 65°C, pois desta forma os organismos benéficos são eliminados e a compostagem pode parar. Como forma de contrariar este aumento pode-se recorrer ao revolvimento do material (Brito, 2003). É na fase termófila que ocorre a máxima decomposição da matéria orgânica.

Concluída esta degradação rápida, levada a cabo nas duas fases anteriores, surge uma diminuição gradual da temperatura até se igualar a temperatura ambiente, onde voltam a atuar microrganismos mesófilos, que irão degradar compostos mais resistentes, dando assim lugar à maturação do composto, que se caracteriza por processos metabólicos secundários, favoráveis à transformação de substâncias orgânicas em coloides húmicos.

#### 1.2.3.4. Humidade

O processo de compostagem é totalmente dependente do teor de humidade do material a compostar, podendo variar de acordo com o tipo de matéria orgânica, características físicas do material e do sistema de arejamento (Pereira Neto, 1996). Por exemplo, alguns materiais como a palha necessitam de possuir um teor em água na ordem de 75 a 90%, enquanto noutros, como erva verde, o teor de humidade considerado ótimo para o processo de compostagem é de 50 a 60%. Para valores de humidade superiores a 65%, a água

expulsa o ar dos espaços entre material o que dificulta a difusão do oxigénio podendo originar condições de anaerobiose, já com humidades inferiores a 40% a atividade microbiana diminui, pondo assim em causa a degradação do material. Segundo Vallini (1995b), os materiais a compostar deverão ter teores de humidade compreendidos entre 45% e 65%. No entanto o teor de humidade pode variar ao longo do processo, em primeiro lugar devido ao facto de que os microrganismos aeróbios produzirem água quando decompõem a matéria orgânica, o que contribui para aumentar a humidade do composto; por outro lado, devido ao aumento de temperatura, da ventilação ou do revolvimento do composto poderão ocorrer perdas sob a forma de vapor de água (Batista e Batista, 2007). Manab Das *et al.*, (2011), num ensaio sobre compostagem de *Jatropha*, palha de arroz e esterco de diferentes animais, obteve taxas de humidade na ordem dos 80%, de forma a promover as condições ótimas para a degradação do material, teve que recorrer a um sistema de arejamento de forma a adquirir um teor de humidade próximo dos 50-60%.

A humidade deve ser calculada pela diferença entre o peso da matéria fresca original e o peso da matéria seca (Cunha Queda, 2006) e é um dos parâmetros que deve ser monitorizado durante todo o processo para que a compostagem se desenvolva satisfatoriamente.

#### 1.2.3.5. Arejamento

O fornecimento de ar para o processo de compostagem é vital, pois só assim é garantida a atividade microbiana e consequentemente a degradação do material. O arejamento é necessário durante a compostagem aeróbia para: fornecer o oxigénio necessário à atividade microbiana; remover a humidade da mistura de materiais em compostagem; e para remoção de calor.

O consumo de oxigénio ( $O_2$ ) na compostagem está diretamente relacionado com a atividade dos microrganismos aeróbios. Desta forma a circulação do ar é importante para que a compostagem ocorra de forma rápida e eficaz. Na fase inicial do processo de compostagem os materiais são mais facilmente degradados, desta forma as necessidades de  $O_2$  são maiores. Em condições ótimas a concentração de  $O_2$  não deve ser inferior a 10%, embora a compostagem possa ocorrer com uma concentração mínima de 5% (Vallini, 1995b).

Frequentemente é necessário arejamento nos sistemas de compostagem de forma a garantir as condições aeróbias, no entanto este deve ser bem controlado, uma vez que pode fazer

com que a perda de calor seja superior à produção do mesmo por parte dos microrganismos (Lau *et al.*, 1992) para além de aumentar a emissão de gases com efeito de estufa (Raviv *et al.*, 2004). Quando é definida a quantidade de ar a aplicar a um substrato deve ter-se em atenção a necessidade estequiométrica, que corresponde à necessidade de oxigénio para a eficaz decomposição orgânica. A quantidade estequiométrica de oxigénio para degradação da matéria orgânica pode ser calculada com base na composição do substrato inicial e da composição do composto final. Se as necessidades de arejamento para reduzir a humidade e controlar a temperatura forem satisfeitas, estão também cumpridas as necessidades estequiométricas de oxigénio (Ekinici *et al.*, 2004).

#### 1.2.3.6. Dimensão das partículas

A dimensão das partículas é fundamental para a compostagem, pois a intensidade do processo depende da superfície específica do material. Quanto menor for a granulometria, maior a superfície específica das partículas e mais elevado será o ataque por parte dos microrganismos, acelerando assim a decomposição, desde que não limitem o arejamento (Keener e Das, 1996). Geralmente utilizam-se partículas com tamanho entre 1,3 e 7,6 cm, porém segundo Pereira Neto (2007) o ideal seria utilizar partículas com tamanho compreendido entre 1 e os 5 cm. No entanto, a determinação de uma granulometria ótima varia, de acordo com as particularidades de cada material. Da mesma forma como acontece na razão C/N, o ideal será recorrer a uma mistura de materiais de forma a favorecer a porosidade, e diminuir a compactação. Assim as partículas de menor dimensão (com maior superfície específica) poderão ser mais rapidamente degradadas enquanto as de maior dimensão, contribuem para melhorar a estrutura do material em compostagem, favorecendo a difusão do oxigénio.

#### 1.2.3.7. Condutividade elétrica

A condutividade elétrica (CE) é utilizada para quantificar a capacidade que um material tem para conduzir corrente elétrica, o seu valor é expresso em deciSiemens por metro ( $\text{dS m}^{-1}$ ). É frequentemente utilizada como indicador da concentração de sais no composto (Brady and Weil, 1996). O valor de CE varia ao longo do processo de compostagem. Com a mineralização da MO ocorre a formação de sais minerais e em consequência, a CE tende a aumentar no entanto, à medida que nos aproximamos de um composto estável e

maturado o valor de CE pode diminuir, devido a perdas por lixiviação de substâncias solúveis em água, à precipitação de sais minerais ou à volatilização da amónia.

A avaliação da CE é crucial para determinação da qualidade de um composto para fins agrícolas. A elevada CE de um composto pode ser prejudicial por exemplo, para a germinação das sementes ou para a absorção de água pelas raízes, principalmente das plantas mais jovens. A incorporação de compostos orgânicos mal amadurecidos ao solo aumenta a concentração de sais no solo e a sua CE. Considera-se  $3 \text{ dS m}^{-1}$  como valor limite de CE para a utilização do composto como corretivo orgânico do solo (Soumaré *et al.*, 2002).

#### 1.2.3.8. Valor de pH

Os valores de pH do material em compostagem condicionam a atividade microbiana. Valores elevados de pH, próximos de 10, provocam um período de latência, por sua vez valores de pH reduzidos ( $<5$ ) retardam o aumento da temperatura e inibem o crescimento de bactérias e actinomicetos termófilos (Nakasaki, 2000). De acordo com as transformações que vão ocorrendo ao nível da compostagem do material o valor de pH vai variando. Segundo Rodrigues *et al.* (2006) o valor de pH ótimo para o processo de compostagem situa-se entre 5,5 e 8,5.

No início da compostagem, se as misturas apresentarem um pH próximo da neutralidade, a fase mesófila é caracterizada por uma acentuada queda do pH para valores inferiores a 5,5, originado pela produção de ácidos orgânicos (Jimenez e Garcia, 1989). Já na fase termófila, devido à hidrólise das proteínas e libertação de amónia, ocorre um aumento acentuado do pH para valores alcalinos, entre 7,5 e 9. Nas fases seguintes, o pH tende para a neutralidade como consequência da maturação e do poder tampão do húmus.

#### 1.2.4. Dinâmica do azoto durante a compostagem

A dinâmica do azoto no processo de compostagem está apresentada na figura 1. Numa primeira fase as proteínas são decompostas por microrganismos heterotróficos em aminoácidos e em moléculas orgânicas mais simples, por ação de microrganismos heterotróficos amonificantes (amonificação), são transformados  $\text{NH}_3$  (Brito *et al.*, 2006). No entanto, ao longo do processo de compostagem o N amoniacal também é convertido através de um processo de nitrificação em N nítrico ( $\text{N-NO}_3^-$ ) por ação das bactérias nitrificantes (figura 1). Esta conversão efetua-se em duas fases: uma primeira em que o



$\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$  é oxidado por ação de bactérias a  $\text{NO}_2^-$  e uma segunda fase em que  $\text{NO}_2^-$  é oxidado a  $\text{NO}_3^-$  (Cunha Queda, 1999). Em síntese, na fase mais ativa da compostagem o N mineral encontra-se especialmente como N amoniacal, e à medida que evoluímos para um composto maturado, apresenta-se sob a forma nítrica (Brito *et al.*, 2006).

As perdas de azoto aumentam com a temperatura e a intensidade com que se efetuam as trocas gasosas com o exterior, com a diminuição da razão C/N e com o aumento do pH (Sommer & Moller, 2000; Raviv *et al.*, 2004).

Durante o processo de compostagem cerca de 20 a 70% de N é perdido (Martins e Dewes 1992); no entanto, é importante reduzir ao máximo estas perdas, de forma a não reduzir o valor do composto, nem prejudicar o ambiente. É possível contrariar estas perdas aumentando a razão C/N da mistura de materiais.

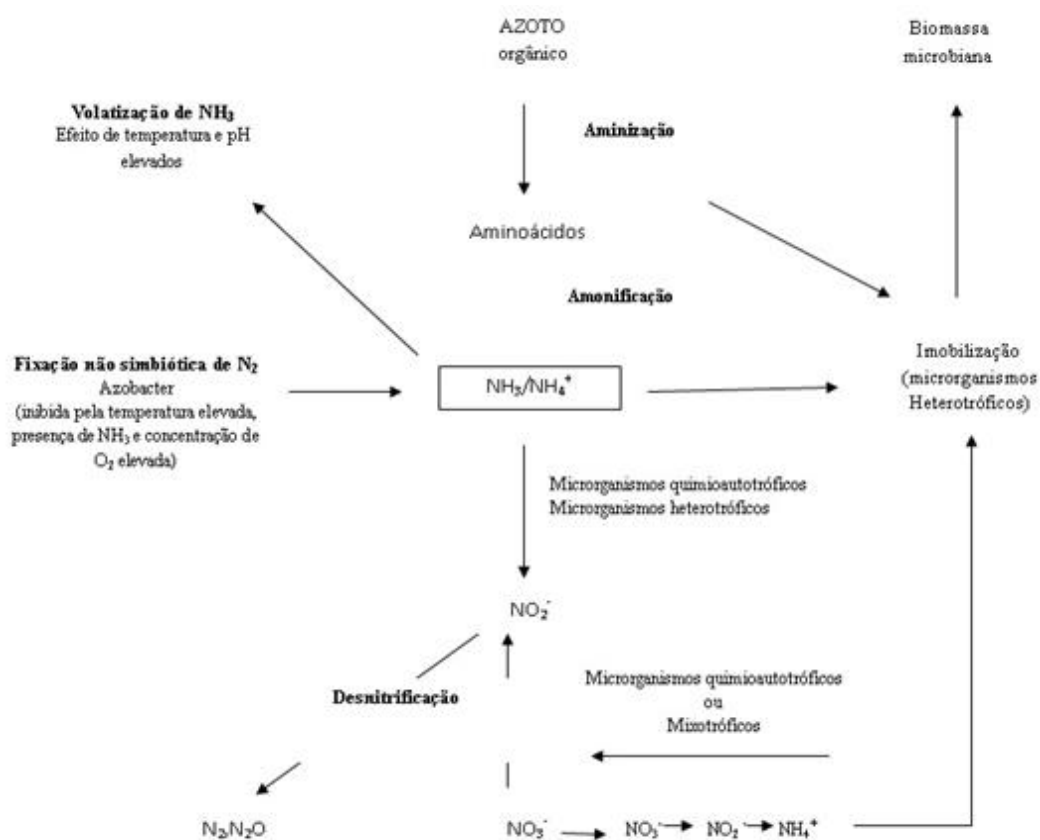


Figura 1- Dinâmica do azoto no processo de compostagem (Cunha Queda,1999).

### 1.2.5. Emissões de gases

O  $\text{CO}_2$ , o  $\text{CH}_4$ , o  $\text{NH}_3$  e o  $\text{N}_2\text{O}$  são dos principais gases emitidos durante o processo de compostagem, e a sua avaliação fornece informações acerca do desenvolvimento do processo. As emissões de gases durante o período de compostagem estão diretamente relacionadas com o teor de C e N presentes no material em compostagem.

O  $\text{N}_2\text{O}$  é um subproduto da nitrificação e/ou da desnitrificação. Pode resultar da oxidação incompleta do ião amónio ( $\text{NH}_4^+$ ), ou da incompleta desnitrificação (Beck-Friis *et al.*, 1999). A emissão de  $\text{CH}_4$  é influenciada por condições de anaerobiose, e assim, depende da humidade e da estrutura do material em compostagem, do intervalo entre os revolvimentos do material e da taxa de arejamento (Schattner-Schmidt *et al.*, 1995). Segundo Fangueiro *et al.* (2008) que estudaram o efeito de chorumes de gado leiteiro na emissão de gases com efeito de estufa, os níveis de emissão de  $\text{CO}_2$  estão relacionados com o teor de C total do material. As maiores perdas de C total são via emissão de  $\text{CO}_2$ , enquanto as maiores perdas por emissão de  $\text{CH}_4$  estão relacionadas com o teor de C solúvel em água. Relativamente às perdas de N total os principais agentes responsáveis são as emissões de  $\text{NH}_3$  e de  $\text{N}_2\text{O}$ , a emissão de  $\text{N}_2\text{O}$  equivale a cerca de 4,71% do N total durante o processo de compostagem de chorumes provenientes de suinicultura (Dinuccio *et al.*, 2008). Beck-Friis *et al.* (2001), observaram que a temperatura superior a  $45^\circ\text{C}$  e pH elevado ( $> 9$ ), as emissões de  $\text{NH}_3$ , representavam uma perda de 24 a 33% do conteúdo do N inicial em resíduos domésticos. A pH inferior a 6,2 estas perdas podem ser apenas de 4%.

### 1.2.6. Qualidade e maturação de um composto

Para que o produto final seja um composto de boa qualidade os materiais utilizados para a compostagem devem, de igual modo, ter boa qualidade, de forma a não obter produtos que possam vir a ser prejudiciais quando incorporados no solo. No entanto, em Portugal não existe regulamentação que se refira a normas da qualidade de um composto, a não ser a que se refere aos teores de metais pesados para as lamas de depuração.

Para avaliar a qualidade de um composto devem ser avaliados parâmetros tais como pH, presença de microrganismos patogénicos, presença de materiais inertes e metais pesados, entre outros (Cunha Queda, 1999). Geralmente a análise do composto é feita com base nas características físicas, químicas e biológicas. Relativamente às características físicas consideram-se a humidade, a temperatura, o odor, cor, presença de materiais estranhos e

propriedades como porosidade, capacidade para armazenamento de água, densidade aparente e textura. Entre as características químicas do composto incluem-se a concentração de matéria orgânica, o índice de humificação, a razão C/N, o pH, capacidade de troca catiónica, condutividade elétrica, sais solúveis, nitratos, nitritos, N amoniacal, etileno, ácido etanóico, nutrientes minerais, metais pesados tóxicos e poluentes orgânicos (Brito, 2003). O índice de humificação é definido como a razão entre o C dos ácidos húmicos e o C orgânico total (Jodice, 1989). O seu valor depende do tempo de compostagem, da natureza e do grau de decomposição do material (Wu & Ma, 2002).

A capacidade de troca catiónica (CTC) por sua vez é caracterizada pela capacidade da matéria orgânica em reter catiões electrostaticamente, o que contribui para a retenção e posterior absorção de nutrientes por parte das plantas quando o composto é incorporado no solo. A CTC pode ser expressa em milequivalentes (meq) de nutrientes por 100 gramas de material. Segundo Harada *et al.* (1981), o valor mínimo que assegura uma maturação aceitável é de 60 meq por 100g de matéria orgânica do composto.

A razão  $\text{N-NH}_4^+ / \text{N-NO}_3^-$  tem sido frequentemente utilizada para avaliar a maturação dos compostos, sendo sugeridos valores  $<1$  (Larney & Hao, 2007) e  $<0,5$  (CCQC, 2001) como indicativos de compostos bem estabilizados. O teor de  $\text{N-NH}_4^+$  no final da compostagem deve ser inferior ao teor limite de  $\text{N-NH}_4^+$  de  $400 \text{ mg kg}^{-1}$  MS sugerido como indicador de estabilização dos compostos por Zucconi & de Bertoldi (1987).

A razão C/N de materiais bem compostados pode variar devido ao tipo de material original e às condições do processo de compostagem. Por exemplo, enquanto um decréscimo de uma razão C/N inicial de 35-40 para um valor final de 18-20 normalmente revela um avançado grau de maturação já com materiais ricos em N (como os dejectos de origem animal ou as lamas de ETAR) poderá começar-se por uma razão C/N baixa (inferior a 10) e esta tenderá a aumentar devido às perdas de N serem superiores às de C durante a compostagem (Zucconi & Bertoldi, 1987). Assim, a razão C/N não pode ser considerada um indicador absoluto do estado de maturação de um composto, e terá de ser interpretada sempre de acordo com as características iniciais dos materiais orgânicos.

O teor em metais pesados também é um fator a considerar, aquando da incorporação do composto ao solo, desta forma deve-se proceder a uma análise como forma de evitar valores elevados, pois estes podem limitar o crescimento vegetal para além de serem prejudiciais para animais e seres humanos (Brito, 2003).

Quanto às características biológicas, estas podem ser avaliadas depois do composto incorporado no solo ou por testes de germinação de sementes (Manser, 1996).

Como indicador de qualidade de um composto pode ser considerado também o grau de maturação do material em compostagem. A maturação de um composto é fundamental para definir se este está suficientemente estável para ser incorporado no solo. Vários métodos baseados em ensaios químicos têm sido desenvolvidos para avaliar a maturação de um composto. Aplicação de compostos mal maturados pode levar a imobilização dos nutrientes (Cambardella *et al.*, 2003).

Um composto é considerado maturado, se a fração orgânica resultante do processo de compostagem se encontrar já num avançado estado de humificação (Gonçalves *et al.*, 2001). Isto não significa que a decomposição nesta fase não ocorra, esta ocorre mas a uma taxa muito reduzida.

A temperatura pode ser um bom indicador da maturação do composto. A libertação de calor é indicativa de atividade biológica e da decomposição do material (Bidlingmaier, 1985). Avaliando a maturação do composto tendo como base a temperatura, um composto é considerado maturado quando a temperatura se mantém mais ou menos constante e próxima da temperatura ambiente. No entanto também se utilizam métodos cromatográficos para determinação do conteúdo de substâncias húmicas e o grau de polimerização dos compostos húmicos; testes colorimétricos dos extratos húmicos; análise de polissacáridos; testes da atividade respiratória; medições de adenosina trifosfatada; teste à produção de calor e ensaios biológicos como biotestes de fitotoxicidade (Bidlingmaier, 1985; Morel *et al.*, 1985) para a avaliação da maturação do composto.

### **1.3. Fitoquímicos**

Os metabolitos primários são moléculas existentes em todas as células vegetais, tais como, proteínas, aminoácidos, etc., e são cruciais para a sobrevivência das plantas. Já os metabolitos secundários, não estão presentes em todas as células e variam com a espécie de planta; no entanto têm um papel importante para a sobrevivência e propagação das plantas que os produzem. Os fitoquímicos (PHC) são metabolitos secundários produzidos pelas plantas e intervêm em interações entre planta, praga e doença, podem também funcionar como substâncias mensageiras para atração de polinizadores. Relativamente ao controle de pragas, os resultados do impacto dos metabolitos secundários depende da preferência ou

aversão da praga à substância química específica da planta (Bangert *et al.* 2006; Dungey *et al.*, 2000). Segundo Thaler *et al.* (2001), aquando do ataque de uma espécie de herbívoro as plantas mostram uma resposta específica a essa espécie.

Os PHC agrupam-se em dois grupos consoante contenham, ou não, azoto na sua constituição. Dentro dos que possuem azoto incluem-se os fenóis e polifenóis, os terpenos e as saponinas. Pelo contrário, os alcaloides, glucósidos cianogénicos, aminoácidos não-proteicos e glucosinolatos não possuem azoto (Wink, 2004). A concentração de PHC nas brássicas é condicionada por uma série de fatores tais como a espécie, a cultivar, o estágio de desenvolvimento da planta, o órgão da planta, a competição entre plantas, o tipo de fertilização e o pH do solo, bem como, a estação do ano, os fatores climáticos, a disponibilidade de água, de luz (intensidade, qualidade e duração) e de CO<sub>2</sub> (Bjorkman *et al.*, 2011).

### **1.3.1. Glucosinolatos**

De entre os grupos de PHC mais estudados, os glucosinolatos (GLU) são considerados o grupo mais importante. Os GLU são metabolitos secundários vulgarmente encontrados em espécies de Brássicas. Estas podem produzir cerca de 30 a 40 GLU diferentes de acordo com a espécie. Segundo Rosa (1996), que estudou o teor de glucosinolatos em botões florais de cultivares portuguesas de brássicas, a *Brassica oleracea* foi a que apresentou maior concentração média de GLU totais, numa percentagem de 35% de 2-propenyl 25% de 3-methylsulphinylpropyl e 29% de indol-3-ylmethyl. Relativamente à *Brassica rapa* o but-3-enyl foi o que se destacou representando 86% do total de GLU. As médias totais do conteúdo de GLU nos botões florais da *Brassica oleracea* var. *tranchuda* (couve-tranchuda) e da *B. rapa* (nabo) apresentaram-se bastante superiores comparativamente à *Brassica oleracea* var. *italica* (couve-brócolo).

Todas as plantas que acumulam GLU contêm sempre uma enzima conhecida por mirosinase. Como resultado de danos nos tecidos da planta os GLU são hidrolisados originando uma variedade de produtos bioativos, os isotiocianatos (ITC), os nitrilos e os tiocianatos (Fahey *et al.*, 2001). O tipo de composto produzido é específico de acordo com os GLU presentes nos tecidos das plantas e as condições em que a hidrólise ocorre. Os ITC são o produto mais frequente da hidrólise dos GLU, e o composto mais eficaz com efeito supressivo contra os nemátodos. São compostos com propriedades tóxicas, e são atualmente usados como biofumigantes no controlo de pragas (Lazzeri *et al.*, 2004;

Malthinsen *et al.*, 2006). Numerosos estudos que estudaram a resposta de herbívoros aos metabolitos secundários revelaram que existem diferentes respostas em função dos GLU e dos herbívoros presentes (Gols *et al.*, 2008 e Harvey *et al.*, 2007). Um estudo efetuado em 4 populações de plantas, mostrou uma variação entre os herbívoros e os glucosinolatos presentes, por exemplo, que a espécie *Selania leplastriana* (Traça) é encontrada em plantas com alto teor de progoitrin (Moyes *et al.*, 2000) e que o *Ceutorhynchus assimilis* (Gorgulho) é mais comum em plantas com altas concentrações de gluconapin (Moyes e Raybould, 2001).

Relativamente ao uso de GLU na proteção fitossanitária, estes podem ter prós e contras, ao mesmo tempo que defendem a planta de insetos generalistas que não toleram os GLU (Arany *et al.*, 2008), podem tornar a planta vulnerável ao ataque de pragas e patógenos que possuem adaptação bioquímica e dependem dos GLU presentes nas plantas para o seu desenvolvimento (Redovnikovic *et al.*, 2008). Neste caso podem favorecer a praga estimulando a alimentação pelas larvas e a oviposição dos adultos.

### **1.3.2. Compostos fenólicos**

Os compostos fenólicos são originados durante o metabolismo secundário das plantas, sendo essenciais para o seu crescimento e reprodução, para além de atuarem contra herbívoros e patogénicos (Naczki *et al.*, 2004). As principais fontes de compostos fenólicos são as frutas e os legumes tais como couve brócolo, couve roxa, etc. (King *et al.*, 1999). Os compostos fenólicos apresentam-se desde moléculas simples até moléculas com alto grau de complexidade (Bravo, 1998). Estão presentes nas células vegetais na forma livre, ou ligados a açúcares e proteínas (Croft, 1998). Entre os compostos fenólicos destacam-se os flavonoides, ácidos fenólicos, os taninos e os tocoferóis.

Os métodos laboratoriais para análise de compostos fenólicos podem conduzir à determinação de fenólicos totais, quantificação individual de cada um ou à determinação de classes de compostos fenólicos.

Os taninos são compostos fenólicos provenientes do metabolismo secundário das plantas (Butler *et al.*, 1984). São solúveis em água e possuem a capacidade de precipitar proteínas (Salunkhe *et al.*, 1990). Os taninos são comuns em angiospérmicas e gimnospérmicas; dentro das angiospérmicas são mais frequentes nas monocotiledóneas. Estes possuem grande interesse económico e ecológico. Os taninos encontram-se localizados nos vacúolos

das plantas (Nozella, 2001) e a sua concentração pode variar entre espécies de plantas e na mesma planta entre diferentes tecidos.

Os taninos podem diferenciar-se em dois grupos: taninos hidrolisáveis (TH) e taninos condensados (TC). Os TH, através da hidrólise formam hidratos de carbono e ácidos fenólicos e estão presentes em folhas, frutas e vagens de dicotiledóneas. Os TC são resistentes à hidrólise e são encontrados com maior abundância em vegetais comestíveis (Salunkhe *et al.*, 1990).

## 2. MATERIAL E MÉTODOS

### 2.1. Materiais e tratamentos experimentais

Realizou-se uma experiência de compostagem com os seguintes materiais: (i) subproduto de sementes sem casca de *Jatropha curcas*; (ii) resíduos de castanha (*Castanea sativa*); (iii) talos de couve penca (*Brassica oleracea* var. *costata*); (iv) cabeças de brócolos (*Brassica oleracea* L. var. *italica*); (v) relva verde; (vi) relva seca e (vii) palha de trigo (*Triticum aestivum* L.) (quadro 2). Tendo como base estes materiais prepararam-se cinco tratamentos: (i) o tratamento testemunha (Ts) foi constituído exclusivamente por uma mistura de relva verde, relva seca e palha, enquanto os restantes tratamentos foram constituídos por estes materiais e com (ii) jatropha (Jt); (iii) castanha (Cs); (iv) couve penca (Cp); e (v) brócolos (Cb).

A relva seca e a relva verde, foram provenientes da manutenção dos jardins do campus da UTAD, enquanto a palha (proveniente de resíduos de fardos destinados à alimentação animal) foi utilizada como material estruturante. No quadro 3 apresentam-se os teores de matéria seca (MS), o peso seco (PS) e o peso fresco (PF) dos diferentes materiais utilizados na preparação das diferentes misturas. Relativamente à origem dos materiais, os subprodutos das sementes de *Jatropha* foram cedidas pela empresa Galp Biocombustíveis, os resíduos de castanha foram disponibilizados pela empresa Sortegel e ambos os resíduos de brássicas (talos de couve penca e cabeças de brócolos) pela empresa Nutrigreen. Os resíduos de castanha (frutos rejeitados e tegumento da castanha) e de brássicas (partes rejeitadas e aparas) foram resultantes dos processos de tratamento e preparação industrial destes produtos para o mercado.

Quadro 2. Concentração de carbono e azoto ( $\text{g kg}^{-1}$  MS) e razão C/N.

Material	C ( $\text{g kg}^{-1}$ )	N ( $\text{g kg}^{-1}$ )	C/N
Brócolo	407.1	52.4	7.8
Couve-galega	375.1	39.4	9.5
Jatropha	458.4	79.1	5.8
Castanha	474.5	10.3	46.1
Relva	415.5	53.3	7.8
Palha	463.6	4.9	94.1



Quadro 3. Teor de MS (%), peso seco e peso fresco dos diferentes materiais utilizados, na preparação dos diferentes tratamentos.

	MS(%)	PF (kg)	PS (kg)	PF(%)	PS (%)
Mistura Jt					
Jatropha	97	0,4	0,4	1,5	4
Palha	87,4	4,6	4	16,7	40
Relva Verde	17,7	20,4	3,6	74,0	36
Relva seca	93	2,2	2	7,8	20
Total		27,5	10	100	100
Mistura Cs					
Castanha	12,2	4,9	0,6	17,5	6
Palha	87,4	4,6	4	16,3	40
Relva Verde	17,7	15,8	2,8	56,3	28
Relva seca	93	2,8	2,6	9,9	26
Total		28,13	10	100	100
Mistura Cb					
Cabeça brócolo	13,2	4,9	0,6	17,5	6,5
Palha	87,4	4,6	4	16,3	39,8
Relva Verde	17,7	15,8	2,8	56,3	27,9
Relva seca	93	2,8	2,6	9,9	25,9
Total		28,1	10	100	100
Mistura Tc					
Talos couve	8,7	6,9	0,6	24	6
Palha	87,4	4,6	4	16,2	40
Relva Verde	17,7	13,6	2,4	48,0	24
Relva seca	93	3,2	3	11,4	30
Total		28,26	10	100	100
Mistura Ts					
Palha	87,4	4,6	4	16,1	40
Relva Verde	17,7	21,5	3,8	75,6	38
Relva seca	93	2,4	2,2	8,3	22
Total		28,4	10	100	100

## 2.2. Instalação do ensaio

O ensaio foi instalado num armazém no campus da UTAD. Utilizaram-se 15 contentores de plástico para produtos alimentares com a capacidade de 135 L como compostores. Os 15 compostores foram dispostos aleatoriamente, sendo cada um dos 5 tratamentos (Ts, Cb,

Cp, Cs e Jt) repetido em três compostores.

De forma a criar um ambiente ideal para a compostagem, foram feitos dois orifícios em cada compostor: um na parte inferior do compostor para admissão de ar exterior e um outro na parte superior para garantir a circulação do ar e escape dos gases produzidos ao longo do processo. Para a circulação de ar nos compostores foi necessária a instalação de um sistema de injeção de ar com um caudal de aproximadamente  $3 \text{ L min}^{-1}$  para cada um dos compostores ( $18 \text{ L h}^{-1} \text{ kg}^{-1} \text{ MS}$ ). No orifício de entrada de ar foi colocado um suporte em plástico com a superfície perfurada para garantir que o arejamento se efetuava de forma homogénea na totalidade da mistura em compostagem. Os compostores foram isolados com lã de vidro (8 cm de espessura) de forma a conseguir o isolamento térmico do sistema.

### **2.3. Condução do ensaio**

Previamente à incorporação dos diferentes materiais na mistura, todos os materiais foram triturados de forma a facilitar a homogeneização e a aumentar a sua superfície específica e deste modo favorecer o arranque do processo de compostagem. O resultado desta preparação está evidenciado na fig.2. As partículas de brócolo, de couve-penca e de castanha, após a trituração, ficaram com uma dimensão média de 1 cm e a relva media com 3 cm. A palha de trigo foi cortada por uma trituradora de discos, mas por ser um material lenhoso apresentou um tamanho bastante variável. A jatropha por sua vez precisou de um procedimento mais complexo, onde após ser descascada foi submetida à extração do óleo e só depois a torta foi moída em máquina de café, resultando num material com granulometria reduzida ( $<2 \text{ mm}$ ).

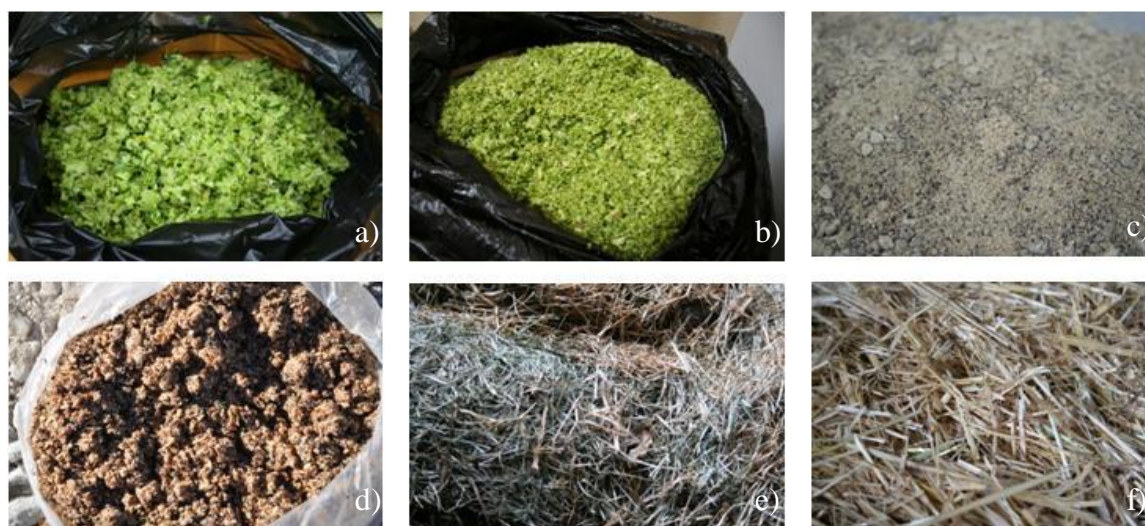


Figura 2 - Materiais utilizados na preparação das misturas. a) Couve penca; b) couve-brócolo; c) jatropha; d) castanha; e) relva; f) palha de trigo.

Para 10 kg de matéria seca de material por compostor, foram calculadas as quantidades necessárias de cada um dos materiais frescos por tratamento.

O peso inicial dos compostores era de aproximadamente 35 kg. Catorze dias após o início da compostagem o seu peso encontrava-se compreendido entre 27 e 29 kg. O revolvimento do material, com o objetivo da sua homogeneização foi efetuado nos dias 9, 31 e 45 de compostagem.

Após a instalação do ensaio, em cada um dos compostores, foi periodicamente analisado o fluxo de ar de entrada e de saída relativamente à concentração em  $N_2O$ ,  $CO_2$  e  $CH_4$ . De forma a minimizar os efeitos da variação diária, procurou-se efetuar as medições sempre à mesma hora da manhã. Nos primeiros 9 dias as medições foram efetuadas diariamente, posteriormente foram realizadas com um intervalo de 2 a 3 dias, ou superior na fase final da experiência. Para a determinação das emissões de  $CO_2$ ,  $N_2O$  e  $CH_4$  recorreu-se a um analisador foto-acústico (1412 Photoacoustic Field Gas- Monitor, Innova AirTech Instruments, Ballerup, Denmark), equipado com filtros internos para partículas e vapor de água e filtros óticos para o  $N_2O$  (filtro: UA0985),  $CO_2$  (filtro: UA0982) e  $CH_4$  (filtro: UA0969).

A temperatura foi registada no interior do compostor ao longo de todo o processo de compostagem, através de um termómetro digital colocado a cerca de 20 cm de profundidade numa zona central. O valor médio da temperatura por tratamento foi calculado através da média do registo da temperatura nos três compostores

correspondentes ao mesmo tratamento.

Recolheram-se periodicamente amostras dos materiais em compostagem, as quais foram constituídas por sub-amostras aleatoriamente recolhidas por todo o volume do compostor. As amostras foram de imediato guardadas em arca frigorífica, a fim de impedir os processos metabólicos e tornar muito pouco significativos os fenómenos de volatilização de amoníaco, e transportadas subsequentemente até aos laboratórios para análise.

Para determinar a humidade, pH, condutividade elétrica, e os teores de N total, N mineral, N orgânico solúvel em água, C total, C solúvel em água, de fitoquímicos e outros nutrientes (P, K, Ca, Mg) colheram-se amostras aos dias 1, 2, 11, 24, 74 e 95, correspondendo esta última ao dia 8 de Julho de 2011.

#### **2.4. Análises laboratoriais**

A avaliação das amostras foi efetuada no Laboratório de Solos da Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro. Recorreram-se às normas europeias (CEN, 1999) para a determinação das diferentes características dos materiais.

O pH foi determinado por potenciometria em suspensões 1:5 g de compostado em água.

O teor de humidade foi determinado através de gravimetria e secagem com base em material fresco, a condutividade elétrica dos extratos aquosos foram obtidos por extração com H<sub>2</sub>O relação 1:5 e doseamento por eletrometria. A MO foi determinada por calcinação numa mufla a 550°C durante 4 horas com base na matéria seca, a diferença de pesos entre a amostra antes e depois da calcinação permitiu determinar a quantidade de matéria orgânica e respetivo teor da mesma na amostra.

As concentrações de carbono orgânico total e de N total, foi determinada diretamente por combustão das amostras e deteção por NIRD (*near infrared detector*) em autoanalisador elementar. A razão C/N resultou do cálculo da razão entre o carbono e o azoto total.

Para a extração do N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> e N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, foram tomados 3g da amostra à qual foram adicionados 30 ml de KCl 1M, as suspensões foram agitadas durante 1h e posteriormente centrifugaram-se durante 10 minutos a 3000 rpm. Os extratos foram recolhidos em tubos de polipropileno de 10 ml de capacidade e conservados a baixa temperatura, até à determinação dos teores de N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> e N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> por espectrofotometria de absorção molecular (Houba et al., 1995).

## **2.5. Análise estatística**

O tratamento estatístico foi realizado com recurso ao software STATISTIX 7.0 (Analytical Software, Tallahassee, USA). A análise estatística foi efetuada com base no delineamento experimental split-plot para testar a evolução dos 5 tipos de tratamentos ao longo do processo. As misturas foram consideradas, como tratamentos principais e o tempo de compostagem em split. A comparação das médias foi realizada pelo teste Bonferroni.

### 3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

#### 3.1. Temperatura

A evolução da temperatura média registada durante o período de compostagem nos diferentes tratamentos encontra-se na figura 3, e com mais detalhe nos primeiros 21 dias de compostagem, na figura 4. De uma forma geral verificou-se que a temperatura variou ao longo do período de ensaio, com um comportamento idêntico em todos os tratamentos. Observou-se uma rápida subida da temperatura em todas as misturas até se atingirem temperaturas termófilas logo nos primeiros dias de compostagem, tal como verificou Tiquia (2005). No entanto, as temperaturas máximas foram mais elevadas nos tratamentos Ts, Cb e Jt, com valores aproximados compreendidos entre os 66 e 68°C. Após 2 dias de compostagem, as temperaturas diminuíram gradualmente até um mês após o início da compostagem. Posteriormente verificou-se uma ligeira subida das temperaturas ao 31º dia de compostagem. As temperaturas voltaram a diminuir após 20 dias, mantendo-se praticamente constantes até ao final do processo, tendendo para igualar a temperatura ambiente. As diferenças mais evidentes de temperaturas entre os diferentes tratamentos, verificaram-se durante a primeira semana de compostagem apresentando o tratamento Cp, temperaturas mais reduzidas que os restantes.

O rápido aumento da temperatura é explicado pela presença de substâncias facilmente biodegradáveis (rápido ataque microbiano) dos materiais associado com a elevada taxa de arejamento a que os materiais estiveram sujeitos, estimulando assim a rápida decomposição, que se verifica na fase termófila do processo de compostagem. As substâncias lábeis e o arejamento são considerados por diferentes autores como marcantes no controlo do desenvolvimento da atividade microbiana (Mckinley *et al.*, 1985). A partir do 4º dia verificou-se uma tendência para a diminuição da temperatura. O ligeiro aumento de temperatura verificado no dia 31 pode ser explicado pelo revolvimento do material efetuado nesse mesmo dia. Embora o revolvimento promovesse o arejamento do material, e consequente decomposição da matéria orgânica parcialmente decomposta, rapidamente o seu efeito diminuiu provavelmente pelo esgotamento do material facilmente degradável e consequentemente diminuição da atividade microbiana. A evolução da temperatura após os revolvimentos, observada neste ensaio foi semelhante à constatada por Cayuela *et al.*, (2012), na análise da compostagem de materiais celulósicos.

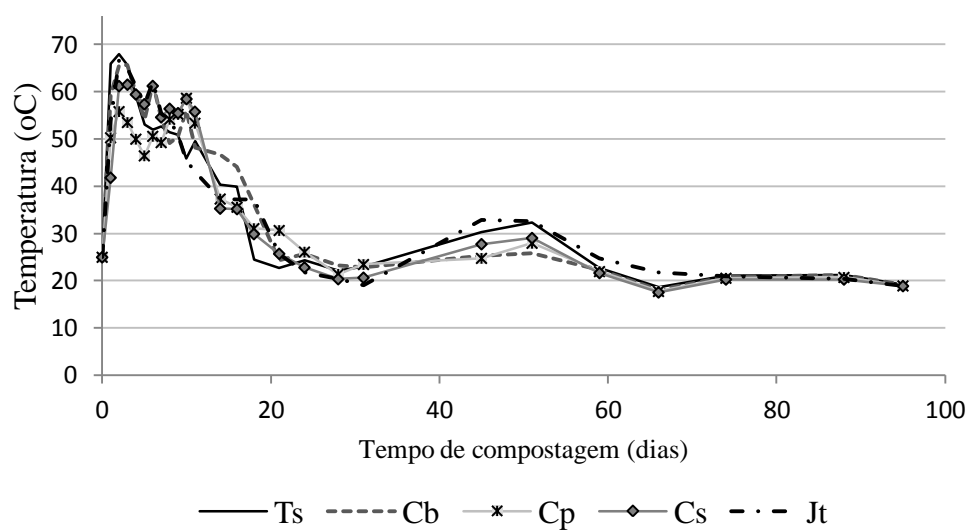


Figura 3 - Evolução dos valores de temperatura para os diferentes tratamentos (Ts - testemunha; Cb - cabeça de brócolo; Cp - Talos de couve penca; Cs - castanha; Jt - jatropha) durante o período de compostagem.

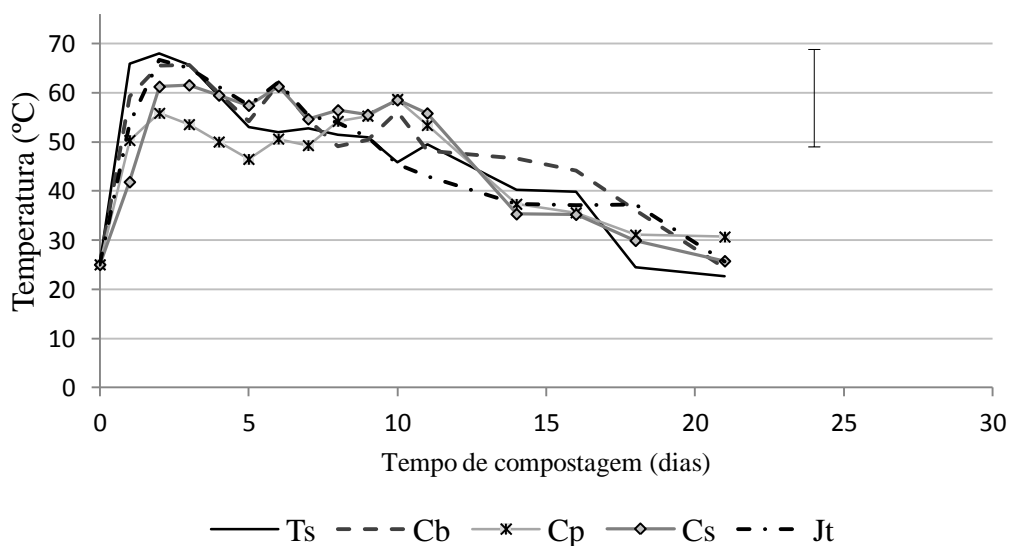


Figura 4 - Evolução dos valores de temperatura para os diferentes tratamentos (Ts - testemunha; Cb - cabeça de brócolo; Cp - Talos de couve penca; Cs - castanha; Jt - jatropha) nas primeiras três semanas do processo. A barra de erro indica o valor mais elevado de erro padrão da média das temperaturas registadas nos primeiros 24 dias.

### 3.2. Teor de matéria seca

O teor de matéria seca das amostras recolhidas dos 5 tratamentos ao longo do processo de compostagem (figura 5) revela que no tratamento Ts o teor de matéria seca diminuiu fortemente entre o dia 1 e o dia 2, provavelmente porque no caso deste tratamento havia uma maior quantidade de relva verde que pode justificar os elevados valores de humidade inicial. O tratamento Jt foi o que apresentou o maior teor de matéria seca. Através da análise da fig. 6, também verificamos que o tratamento Jt foi dos que emitiu maior C-CO<sub>2</sub> ou seja as condições aeróbias e o baixo teor de humidade estavam asseguradas e assim a decomposição do material ocorreu rapidamente.

Na fase inicial do processo de compostagem as proteínas, os aminoácidos, os hidratos de carbono e os lípidos, são rapidamente decompostos em CO<sub>2</sub>, em NH<sub>3</sub> e H<sub>2</sub>O. O facto de este processo ocorrer num sistema fechado faz com que a água libertada (por evaporação) ao entrar em contato com a superfície fria da tampa do compostor se condense e acumule no seu interior. Tal efeito também pode justificar o incremento da humidade no interior do compostor, e a consequente redução do teor da matéria seca (MS) logo após o arranque do ensaio e até ao dia 24 para valores próximos dos 20% MS (figura 5). A partir de dia 24 o teor de MS aumentou ligeiramente uma vez que para evitar a acumulação de água nos compostores, foi removida a sua cobertura permitindo assim a perda de vapor de água. Não obstante os teores de MS no dia 74 mantiveram-se em valores na ordem dos 20-40%, os quais são inferiores ao aconselhado (entre 40 a 50%), conforme refere Bernal *et al.*, 2009.

A compostagem decorreu, portanto com teores de MS geralmente inferiores aos desejados, os quais, não são favoráveis ao processo de decomposição porque retardam o ataque microbiano para além de originarem maus odores em zonas de anaerobiose e promoverem lixiviação de nutrientes (Brito, 2003).



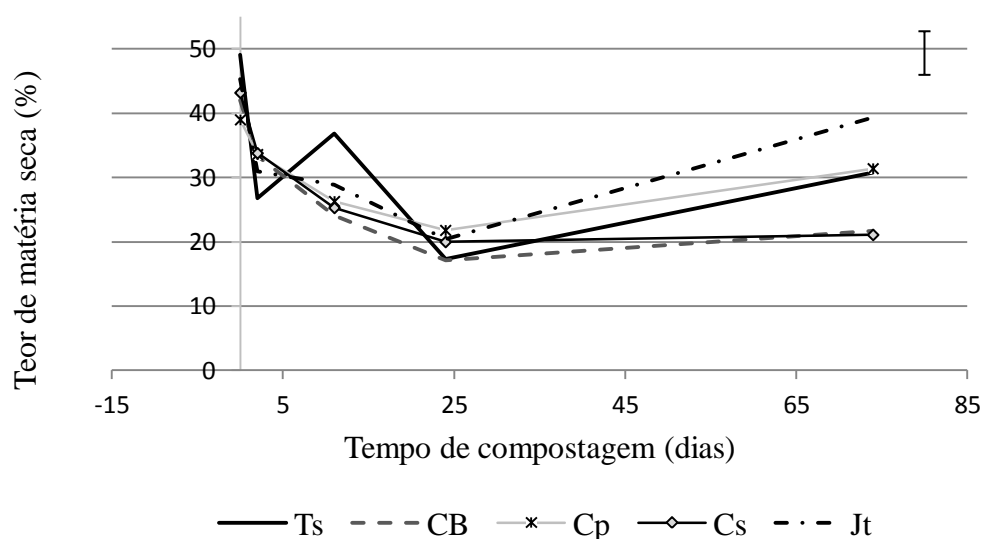


Figura 5 - Teor de matéria seca nos diferentes tratamentos ao longo do processo de compostagem. (Ts - testemunha; Cb - cabeça de brócolo; Cp – Talos de couve penca; Cs – castanha; Jt – jatropha). A barra indica o valor mais elevado observado de erro padrão da média, do teor de MS (%).

### 3.3. Características físico-químicas durante a compostagem

Os valores de pH, no segundo dia de compostagem foram inferiores aos do dia 74 em todos os tratamentos (quadro 4). Este facto pode ser explicado pela produção de ácidos que se verifica logo no início da compostagem, os quais, numa fase mais avançada do processo são degradados. Posteriormente é natural o aumento do valor de pH devido à produção de amónia resultante da mineralização do N orgânico dos materiais em compostagem (Brito, 2003). No dia 74, todos os tratamentos possuíam um pH alcalino ( $\approx 9$ ), no entanto o pH superior a 8 não é aconselhável pois favorece perdas de azoto por volatilização. Os elevados valores de amónio e reduzidos valores de nitratos, indicadores de nitrificação reduzida, terão limitado uma maior redução dos valores de pH na fase final do ensaio.

Em todos os tratamentos verificou-se uma diminuição no teor de MO entre o dia 2 e o dia 74 de compostagem (quadro 4). Esta diminuição é justificada pela mineralização que ocorreu durante o processo de compostagem, com libertação de  $\text{CO}_2$  do material decomposto. Na compostagem as perdas de MO tendem a diminuir com o tempo, uma vez que numa fase inicial existe uma maior disponibilidade de MO biodegradável que na fase final do processo.

A condutividade elétrica diminuiu de valores iniciais na ordem dos 5,6-6,8 dS m<sup>-1</sup> para valores próximos de 2 dS m<sup>-1</sup> após 24 de compostagem (quadro 4). Sendo este período caracterizado pela fase mais ativa do processo de compostagem, esta redução poderá ser justificada pela redução dos teores de amónia verificada no dia 24 (Rashad *et al.*, 2011). Verificou-se uma oscilação nas amostras recolhidas no dia 11 voltando a diminuir do 11º para o 24º dia. Entre o dia 24 e o dia 74 de compostagem a CE aumentou para valores entre 2,4 e 5,1 dS m<sup>-1</sup>, quase sempre superiores a 3 dS m<sup>-1</sup>, valor de referência como limite de CE para um composto ser aplicado ao solo (Soumaré *et al.*, 2002).

Apesar de se pretender iniciar o processo de compostagem com uma razão C/N próxima de 30, a utilização de relva verde como base nas misturas contribui para o elevado teor de N, e daí a baixa razão C/N no início da compostagem. Entre o dia 0 e 74 verificou-se uma diminuição da razão C/N à medida que evoluímos neste período, o que é normal de acordo com a bibliografia (Zhang e He, 2006) porque há uma tendência para as perdas de C, resultantes da oxidação da matéria orgânica pelos microrganismos, que vão libertando CO<sub>2</sub> como resultado da sua respiração, serem superiores às perdas de N, tal como acontece para estes materiais, entre estas duas datas de compostagem. Assim, conclui-se que nesta experiência o teor relativo de C diminuiu mais rapidamente na forma de CO<sub>2</sub> que o teor de N por volatilização de amónia, considerando que não houve lixiviação de nitratos dos compostores.

De forma a justificar a reduzida razão C/N da relva, será importante também referir que a relva utilizada no ensaio, foi colhida após uma forte adubação azotada.

De uma forma geral o teor de N total diminuiu entre o início e o 11º dia de compostagem (quadro 4). Esta perda poderá estar relacionada com o aumento do pH e com a baixa razão C/N, pois valores de pH alcalinos, elevadas temperaturas e a baixa razão C/N, propiciam as perdas de amónia proveniente da mineralização do N orgânico (Sommer & Moller, 2000). No entanto durante este período verificou-se um pequeno aumento da razão C/N no tratamento Jt e Cs. A partir do 11º dia verificou-se uma tendência para a concentração do N total aumentar à medida que se aproximou do final do ensaio.

O teor de N nítrico foi reduzido neste período de compostagem porque a nitrificação de amónio não ocorreu ou ocorreu a uma taxa reduzida (quadro 4). Entre o dia 24 e 74 os teores de amónia diminuíram e os de nitratos aumentaram, indicando que o processo de nitrificação estava a decorrer. Na fase termófila é comum existir pouco N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, uma vez

que o N mineral está a ser utilizado pelos microrganismos decompositores e as temperaturas elevadas não possibilitam o desenvolvimento de bactérias nitrificantes. Por outro lado, as perdas de N por lixiviação de nitratos não ocorreram ou foram muito reduzidas.

O valor de  $\text{N-NH}_4^+$  apresentou-se bastante elevado entre o 2º e o 24º dia como seria de esperar, porque o N orgânico estava a ser mineralizado (quadro 4). Na primeira fase da mineralização produz-se amónia que se converte parcialmente no ião amónio ( $\text{NH}_3 \rightleftharpoons \text{NH}_4^+$ ). A amónia ( $\text{NH}_3$ ), devido às elevadas temperaturas de compostagem, no estado gasoso pode perder-se para a atmosfera, o que significa uma perda económica, considerando o valor fertilizante do composto final, mas também, um prejuízo ambiental para a qualidade do ar.

De uma forma geral o teor de nutrientes aumentou do 2º ao 74º dia (quadro 5). O teor de nutrientes tende a aumentar durante o processo de compostagem em função das perdas de MO pela mineralização e pela concentração de nutrientes na MO remanescente.

O fósforo (P) desempenha um papel fundamental no processo de compostagem, sendo necessário para o metabolismo microbiano. O teor de P do material em compostagem variou entre 3,5-9,5 g P kg<sup>-1</sup> ao longo do processo. O aumento de fósforo durante o período de compostagem deve-se essencialmente às perdas de C como resultado das emissões de C-CO<sub>2</sub>.

O potássio (K) foi o elemento que apresentou teores mais elevados entre os macronutrientes. Os teores de K também aumentaram com o processo de decomposição da MO que ocorreu durante a compostagem. No entanto os teores obtidos no dia 2 (52,5- 74,6 g K kg<sup>-1</sup>) são bastante elevados comparativamente ao dia 74 (30,9-32,8 g K kg<sup>-1</sup>), podendo estar relacionado com a elevada mobilidade deste elemento e aí a baixa proporção de K remanescente (Marschner, 1995).

Quadro 4. Características químicas das misturas, do início até ao dia 74 do processo de compostagem. Valores relativos à MS, à exceção do pH e da CE.

Tratamento	pH	CE dS m <sup>-1</sup>	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> g kg <sup>-1</sup>	N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> g kg <sup>-1</sup>	MO g kg <sup>-1</sup>	C <sub>orgânico</sub> Solúvel (g kg <sup>-1</sup> )	N <sub>orgânico</sub>	C	N Total (g kg <sup>-1</sup> )	C/N
Dia 0										
Ts	5,9	6,8	3,9	0,9	901	105,6	9,8	493	36,9	13,3
Cb	6,0	7,0	5,5	0,9	898	112,2	11,0	480	38,7	12,4
Cp	5,7	5,4	4,3	1,2	897	111,0	11,0	478	40,3	11,9
Cs	5,6	7,0	4,0	0,9	913	93,8	8,8	484	35,8	13,6
Jt	6,8	6,1	4,5	0,7	908	73,1	7,3	470	41,4	11,3
Dia 2										
Ts	8,5	2,5	8,6	0,2	886	57,1	12,0	483	34,6	14,0
Cb	7,7	3,3	7,9	0,3	869	70,5	16,4	447	36,5	12,2
Cp	6,4	2,9	4,5	0,3	898	62,3	13,1	460	34,7	13,2
Cs	6,0	2,8	5,3	0,3	906	94,8	22,7	518	39,8	12,9
Jt	7,5	2,6	8,9	0,2	889	61,4	15,0	506	43,6	11,6
Dia 11										
Ts	9,4	3,4	6,9	0,4	803	46,8	6,5	347	29,7	11,9
Cb	9,2	3,5	16,0	0,1	869	70,6	11,5	449	39,5	11,5
Cp	8,4	5,7	15,8	0,5	844	113,7	17,3	646	62,7	10,5
Cs	8,7	4,5	12,7	0,1	840	112,9	17,7	726	64,8	11,7
Jt	9,0	4,0	14,8	0,2	798	89,7	15,5	446	37,9	12,0
Dia 24										
Ts	9,1	1,6	13,2	0,0	864	58,2	33,2	568	44,9	12,7
Cb	9,0	1,8	12,1	0,1	845	68,6	37,7	752	66,7	11,3
Cp	9,1	2,0	10,9	0,1	851	82,2	57,6	502	42,0	11,9
Cs	9,1	1,8	10,1	0,0	862	64,2	36,6	523	46,7	11,2
Jt	8,9	2,0	15,0	0,0	857	67,2	40,1	510	40,4	12,6
Dia 74										
Ts	9,4	5,9	2,4	0,8	783	115,1	13,7	508	64,0	7,9
Cb	9,5	4,5	5,1	0,1	819	175,5	21,8	460	56,7	8,5
Cp	9,4	5,3	3,6	0,1	735	114,5	14,5	430	48,1	8,9
Cs	9,3	4,8	5,0	1,6	819	143,4	17,6	564	69,6	8,1
Jt	9,4	4,7	3,6	0,0	777	96,1	12,5	314	39,7	7,9

Ts= tratamento testemunha constituído por relva verde, relve seca e palha

Cb= tratamento couve brócolo, constituído por inflorescência de brócolo + mistura testemunha

Cp= tratamento couve penca, constituído por talos de couve penca + mistura testemunha

Cs= tratamento castanha, constituído por castanha + mistura testemunha  
Jt= tratamento jatropha, constituído por jatropha + mistura testemunha

O cálcio (Ca), normalmente está associado às paredes vegetais dos resíduos vegetais, que são um dos compostos mais resistentes à decomposição, mesmo assim, como o teor de MO em geral diminuiu a sua concentração aumentou.

O teor de cobre (Cu) aumentou à medida que a compostagem evoluiu do dia 0 para o dia 74, variando entre 7,1 e 24 mg Cu kg<sup>-1</sup>.

Os restantes nutrientes tiveram uma evolução semelhante aos apresentados anteriormente, ou seja também aumentaram a sua concentração à medida que evoluiu o processo de compostagem. O facto de o processo se desenvolver em sistema fechado faz com que as perdas de nutrientes por lixiviação não ocorram ou com que sejam muito reduzidas, o que justifica também os elevados valores obtidos.

Quadro 5. Teor de fósforo (P), potássio (K), cálcio (Ca), magnésio (Mg), enxofre (S), boro (B), ferro (Fe), cobre (Cu), zinco (Zn), manganês (Mn), no início e nos dias 2 ,24 e 74 de compostagem.

Tratamen to	P g P kg <sup>-1</sup>	K g K kg <sup>-1</sup>	Ca g Ca kg <sup>-1</sup>	Mg g Mg kg <sup>-1</sup>	S g S kg <sup>-1</sup>	B mg B kg <sup>-1</sup>	Fe mg Fe kg <sup>-1</sup>	Cu mg Cu kg <sup>-1</sup>	Zn mg Zn kg <sup>-1</sup>	Mn mg Mn kg <sup>-1</sup>
dia 0										
Ts	3,5	20,2	4,0	1,4	2,2	6,2	144,3	8,7	32,7	55,3
Cb	5,3	22,2	5,8	1,7	3,6	9,7	218,0	11,8	43,7	67,3
Cp	3,8	23,7	6,9	1,6	2,8	10,2	186,7	9,3	33,7	59,0
Cs	3,6	20,1	4,9	1,6	2,3	9,1	166,3	9,1	32,3	67,3
Jt	3,8	19,6	4,4	1,6	1,7	8,7	134,3	8,2	30,3	54,7
dia 2										
Ts	4,6	62,7	5,8	3,9	3,9	11,7	255,0	13,7	46,3	97,0
Cb	5,0	74,6	8,3	2,5	5,0	14,2	276,3	10,3	42,3	75,3
Cp	4,1	58,8	8,1	3,0	4,3	14,5	290,3	7,1	31,0	57,0
Cs	4,3	55,7	8,4	2,0	4,0	12,8	263,0	9,5	34,7	52,0
Jt	4,6	52,5	6,1	2,2	3,7	14,4	206,3	10,0	36,3	60,0
dia 74										
Ts	8,3	31,5	11,2	4,3	5,9	18,6	502,3	22,9	76,0	145,0
Cb	9,5	30,9	12,9	5,3	5,8	23,0	534,7	24,3	76,7	146,7
Cp	8,5	32,8	12,3	5,0	4,8	21,3	457,7	20,6	78,0	168,0
Cs	8,5	32,8	12,3	5,0	4,8	21,3	457,7	20,6	78,0	168,0
Jt	8,0	33,3	12,7	4,9	5,0	19,4	403,7	21,3	86,7	152,7

### 3.4. Emissão de C-CO<sub>2</sub>

Como consequência da atividade microbiana na presença de O<sub>2</sub> é produzido C-CO<sub>2</sub>. Quando comparadas taxas de emissão de C-CO<sub>2</sub> entre as diferentes misturas (figura 6) verifica-se que as misturas de Cp, Cs e Jt, foram as que apresentaram taxas mais elevadas de C-CO<sub>2</sub>. Os tratamentos Cb e Ts libertaram a menor quantidade. O valor mais elevado de todo o ensaio foi medido logo no primeiro dia no tratamento Cs com uma taxa de emissão de 652,18 g C-CO<sub>2</sub> h<sup>-1</sup> t<sup>-1</sup> MS. A menor emissão de C-CO<sub>2</sub> ocorreu no tratamento Cb ao 28º dia com uma emissão de 78,76 g C-CO<sub>2</sub> h<sup>-1</sup> t<sup>-1</sup> MS. Os resultados obtidos mostraram que as emissões de C-CO<sub>2</sub> durante o processo de compostagem estão diretamente relacionados com o teor de C inicial dos materiais, tal como verificou Fangueiro *et al.* (2008). As taxas de emissão de CO<sub>2</sub> verificadas nos primeiros dias do processo de compostagem, resultam da forte atividade microbiana que é acompanhada pelas elevadas temperaturas verificadas do dia 2 ao dia 11. O tratamento Cs teve um comportamento um pouco diferente a partir do dia 9 e até ao 16 comparativamente aos restantes tratamentos. No tratamento Cs para além das elevadas emissões nos primeiros 2 dias, verificou-se a manutenção da taxa de emissão de C-CO<sub>2</sub> no período do 9º ao 16º dia. No entanto o revolvimento do material efetuado ao 9º dia do processo poderá ter contribuído para este comportamento, bem como a estrutura e o teor de C (elevado) da própria castanha. Os picos de emissão que se verificam no dia 20 para o tratamento Ts, no dia 31 para o Jt e no dia 38 para os restantes tratamentos e novamente no tratamento Ts, podem estar relacionados com a fermentação de substâncias carbonadas entretanto disponibilizadas por microrganismos que proliferaram após a redução dos valores de temperatura. Esta disponibilização de C ocorre frequentemente associada a presença de espécies de fungos mesofílicos característicos de temperaturas mais reduzidas. A diminuição da taxa de emissão de C-CO<sub>2</sub> a partir do 40º dia nos diferentes tratamentos estará relacionada com a diminuição do teor de matéria orgânica lábil.

Apesar da produção de C-CO<sub>2</sub> ter diminuído ao longo do ensaio, verificou-se que no último dia, embora com baixa taxa de emissão, esta ainda não tinha cessado (figura 6). Concluímos então que a degradação por parte dos microrganismos decompositores ainda não estava terminada uma vez que ainda havia libertação de C-CO<sub>2</sub> por parte destes.

Relativamente às emissões médias acumuladas pode-se constatar através da figura 7, que os diferentes tratamentos não evoluíram de maneira semelhante. Os tratamentos Cp e Jt

foram os que apresentaram maior emissão acumulada de C-CO<sub>2</sub>. Isto pode ser explicado pelo menor teor de humidade (60-68%) nestes dois tratamentos, próximos do valor ótimo segundo Vallini (1995b), garantindo desta forma um maior arejamento do material, promovendo a degradação da matéria orgânica pelos microrganismos e consequentemente uma maior acumulação de C-CO<sub>2</sub>. Contrariamente a estes dois tratamentos, o Cb e Cs tiveram valores bastante elevados de humidade na ordem dos 78-79%, formando zonas de anaerobiose, limitando assim a atividade microbiana e a emissão de C-CO<sub>2</sub>.

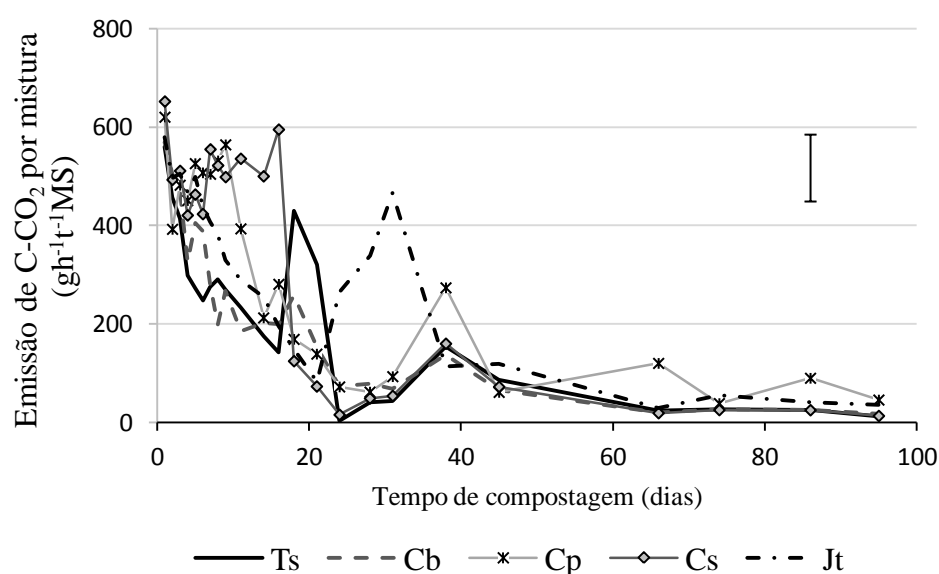


Figura 6 - Evolução da taxa de emissão de C-CO<sub>2</sub> nos diferentes tratamentos (Ts - testemunha; Cb - cabeça de brócolo; Cp - Talos de couve penca; Cs - castanha; Jt - jatropha) durante o período de compostagem. A barra indica o valor mais elevado do erro padrão da média.

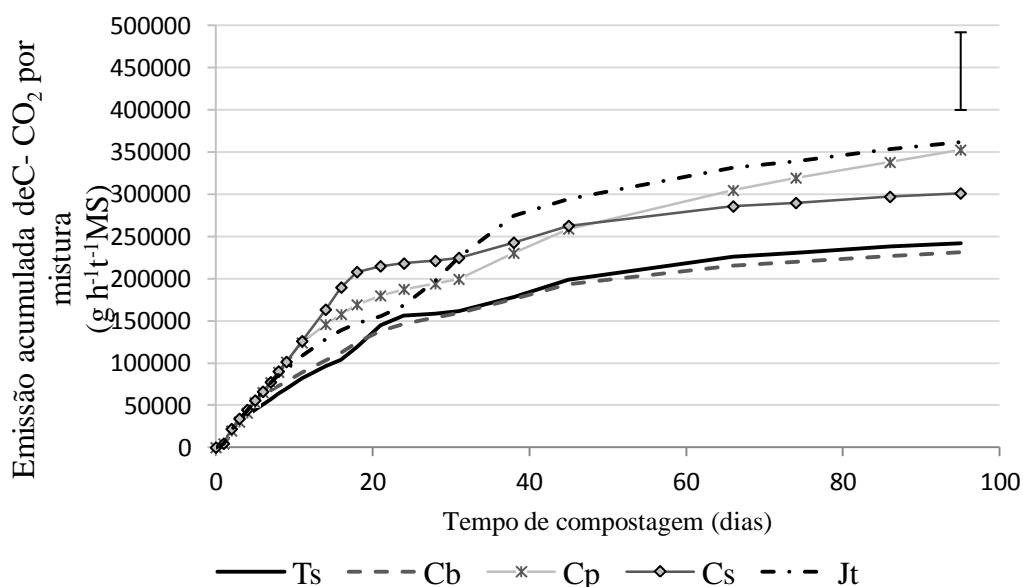


Figura 7 - Evolução das emissões médias acumuladas de C-CO<sub>2</sub> durante o período de compostagem nos diferentes tratamentos (Ts - testemunha; Cb - cabeça de brócolo; Cp – Talos de couve penca; Cs – castanha; Jt – jatropha). A barra indica o valor mais elevado do erro padrão da média.

### 3.5. Emissão de N-N<sub>2</sub>O

Nas figuras 8 e 9 encontram-se respetivamente os fluxos médios e os valores acumulados das emissões de N<sub>2</sub>O, provenientes da decomposição dos distintos tratamentos ao longo do tempo. Através da análise da figura 8 verifica-se que as emissões de N-N<sub>2</sub>O foram elevadas nos primeiros dias do processo e que sofreram um novo aumento já na fase final embora não fossem tão elevadas nessa fase como nos primeiros dias. Hao (2004) defende que a produção de N<sub>2</sub>O no processo de compostagem ocorre principalmente durante a fase mesófila e de maturação, tal como observado neste estudo. A partir do momento em que a temperatura atinge valores elevados a taxa de emissão de N<sub>2</sub>O diminui consideravelmente, pois a temperaturas superiores a 40°C o processo de nitrificação e desnitrificação é suprimido e consequentemente a emissão de N<sub>2</sub>O também diminui (Brito *et al.*, 2008).

A emissão de N<sub>2</sub>O foi máxima no tratamento Cs logo no primeiro dia (10,70 g h<sup>-1</sup> t<sup>-1</sup> MS), com uma diferença significativa (p<0,05) comparativamente aos restantes tratamentos. Esta emissão poderá ser justificada pela própria estrutura da castanha depois de ser triturada (figura 2-d). Verificou-se que o tratamento Cp (seguido do Cs) (figura 9), à medida que evoluía no processo, foi o que acumulou mais N-N<sub>2</sub>O comparativamente aos restantes tratamentos. O facto de Cp ter maior N<sub>2</sub>O acumulado poderá estar relacionado



com o facto de as folhas de resíduos de Brássicas serem ricas em N (Chaves *et al.*, 2004) e assim ser mais fácil a formação e a acumulação de  $N_2O$  neste tipo de material. Por outro lado a Jt foi o tratamento que apresentou menor taxa de emissão ao longo do tempo. Podendo ser o  $N_2O$  resultado de processos de desnitrificação, em que o  $N_2O$  é gerado como intermediário da redução de  $NO_3^-$  e  $NO_2^-$  a  $N_2$  em condições de baixo teor de oxigénio, justifica os baixos valores de  $N-N_2O$  emitidos no tratamento Jt, uma vez que foi o tratamento que apresentou na generalidade menores concentrações ( $mg\ kg^{-1}$ ) de  $NO_3^-$  ao longo do processo de compostagem.

Na generalidade as emissões de  $N-N_2O$  foram significativamente mais elevadas no primeiro dia ( $p<0.05$ ). A partir deste momento os valores das emissões tenderam a diminuir até cerca do dia 40, voltando depois a subir à medida que a compostagem evoluiu.

Considerando as emissões acumuladas de  $N-N_2O$  (figura 9), é mais uma vez claro que na fase final do ensaio ainda ocorria emissão de  $N-N_2O$ , logo o material não estava completamente decomposto. Através da análise das emissões no dia 86, verificou-se um aumento de  $N-N_2O$  acumulado desde a medição anterior (dia 95), nos tratamentos Cp e Cs para valores na ordem dos  $1896\ g\ h^{-1}\ t^{-1}\ MS$  e  $1843\ g\ h^{-1}\ t^{-1}\ MS$  respetivamente. Este aumento está diretamente relacionado com o teor de  $N-NO_3^-$  nestas misturas de materiais comparativamente aos restantes tratamentos. Sendo o  $N_2O$  resultado da redução do  $NO_3^-$ , é natural que haja uma forte relação entre o  $N-N_2O$  acumulado e a concentração de  $NO_3^-$ . Num estudo recente Sánchez-Monedero *et al.*, (2010) descobriu que as emissões de  $N_2O$  ocorreram coincidindo com um período de nitrificação intensa nas pilhas de compostagem. Da mesma forma se comportaram os restantes tratamentos, isto é, de acordo com a concentração de nitratos ocorreram maiores ou menores acumulações de  $N-N_2O$ .

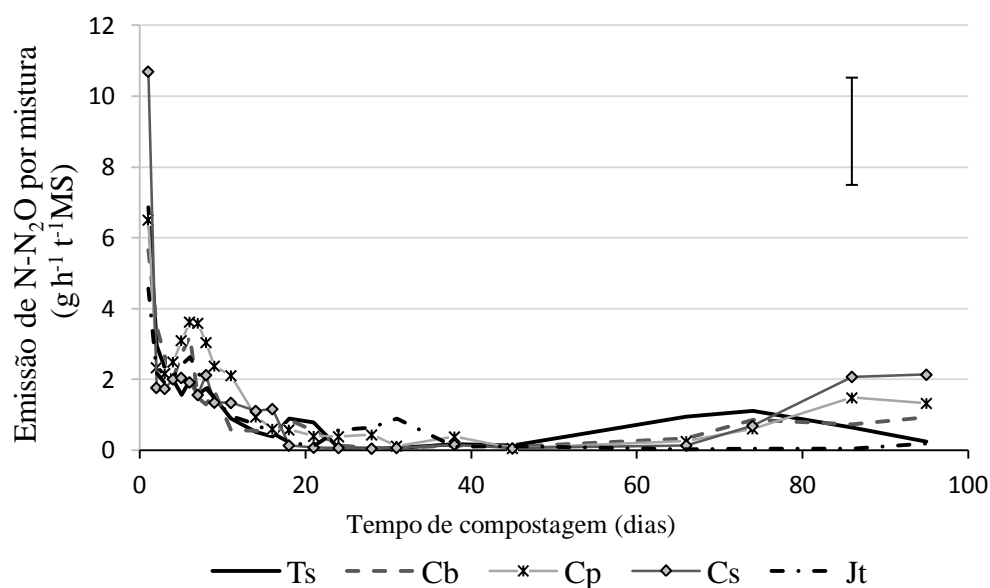


Figura 8 - Evolução da taxa de emissão de N-N<sub>2</sub>O nos diferentes tratamentos Ts - testemunha; Cb - cabeça de brócolo; Cp – Talos de couve penca; Cs – castanha; Jt – jatropha) durante o período de compostagem. A barra indica o valor mais elevado do erro padrão da média.

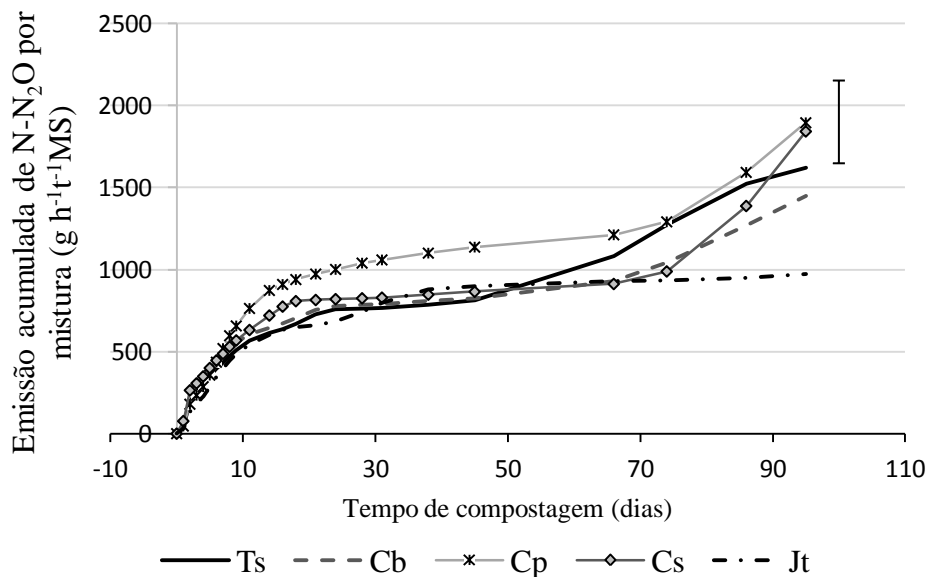


Figura 9 - Evolução das emissões médias acumuladas de N-N<sub>2</sub>O nos diferentes tratamentos (Ts - testemunha; Cb - cabeça de brócolo; Cp – Talos de couve penca; Cs – castanha; Jt – jatropha) durante o período de compostagem. A barra indica o valor mais elevado do erro padrão da média.

### 3.6. Emissões de C-CH<sub>4</sub>

Os fluxos médios e os valores acumulados das emissões de C-CH<sub>4</sub> durante a compostagem encontram-se representados nas figuras 10 e 11 respetivamente. Os dois primeiros dias revelaram emissões significativamente superiores ( $P > 0,05$ ) quando comparadas com os restantes dias. A emissão de C-CH<sub>4</sub> apenas se fez sentir nos primeiros 5 dias, estas emissões tiveram um comportamento semelhante ao constatado por Szanto *et al.*, (2007).

Através da análise da figura 9 constata-se que a máxima emissão de C-CH<sub>4</sub> ocorreu no 2º dia do ensaio no tratamento Cs com valores de  $7,4 \text{ g h}^{-1} \text{ t}^{-1} \text{ MS}$ . A maior emissão de C-CH<sub>4</sub> deve ser explicada pelo elevado teor de humidade que se verificou ao 2º dia conjugado com a estrutura do material. Os resíduos de castanha utilizados, continham maior humidade comparativamente aos restantes materiais, promovendo maiores condições de anaerobiose que por sua vez favorece as emissões de metano. O tratamento Ts à semelhança do que se verificou nas emissões de C-CO<sub>2</sub>, foi o que apresentou uma menor taxa de emissão de C-CH<sub>4</sub> nos primeiros dias, neste caso não ocorreu emissão de C-CH<sub>4</sub> na fase inicial, como os restantes tratamentos (Cb, Cp, Cs e Jt). O facto de o tratamento Ts não emitir C-CH<sub>4</sub>, poderá estar relacionado com os baixos teores de C solúvel, pois como referiu Fangueiro *et al.*, (2008) os níveis de emissão de C-CH<sub>4</sub> estão relacionados com o teor de C solúvel do material.

Os elevados valores de metano na fase inicial de arranque do ensaio poderão estar relacionados com a acumulação daquele composto gasoso durante a mistura dos materiais enquanto não se estabeleceu o arejamento e na ocorrência de zonas de anaerobiose na mistura de materiais em compostagem quando a atividade microbiana foi mais intensa, tal como verificou Jiang *et al.* (2011).

A partir do momento em que a atividade microbiana (avaliada pela emissão de CO<sub>2</sub>, figura 6) e as temperaturas diminuíram, observou-se uma tendência para a oxidação de C-CH<sub>4</sub>, embora os valores de taxa de emissão na maioria das medições não fossem significativamente distintos de zero. Para a oxidação do metano a CO<sub>2</sub> nas misturas em compostagem, terá certamente contribuído a taxa de arejamento relativamente elevada que foi utilizada e o desenho dos compostores. Uma vez que nos presentes compostores a única forma de se escapar o ar era pela superfície do compostor e como o C-CH<sub>4</sub> é oxidado a CO<sub>2</sub> durante a transferência de ar do centro para a parte superior da pilha, a forma do compostor incentivou esta oxidação.

Relativamente aos valores acumulados de emissão de C-CH<sub>4</sub> não ocorreram diferenças significativas entre os diferentes tratamentos ao longo de todo o processo à exceção do tratamento Cs.

Na generalidade os valores de emissão de C-CH<sub>4</sub> foram muito baixos, representando apenas 0,02 % das emissões ocorridas na forma de C-CO<sub>2</sub>.

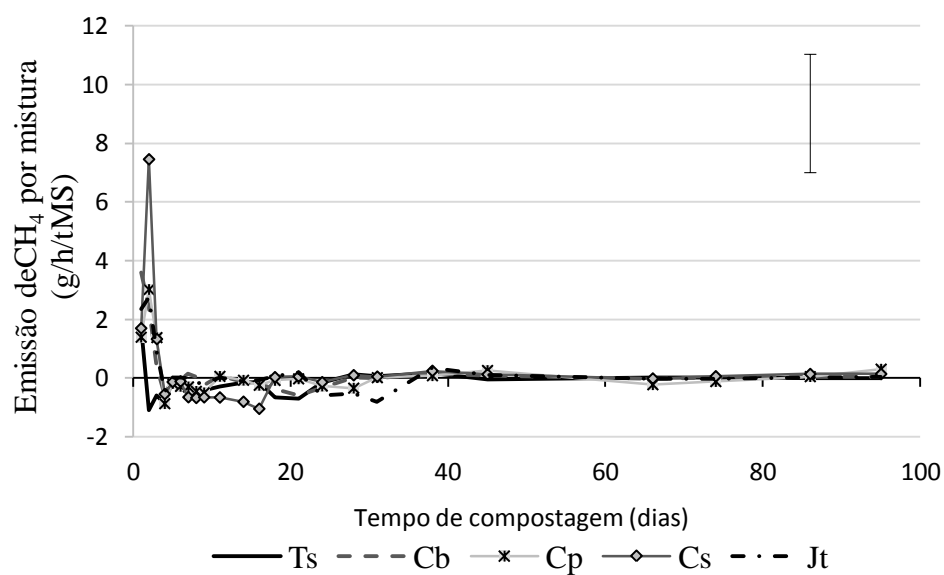


Figura 10 - Evolução da taxa de emissão de C-CH<sub>4</sub> nos diferentes tratamentos (Ts - testemunha; Cb - cabeça de brócolo; Cp - Talos de couve penca; Cs - castanha; Jt - jatropha) durante o período de compostagem. A barra indica o valor mais elevado do erro padrão da média.

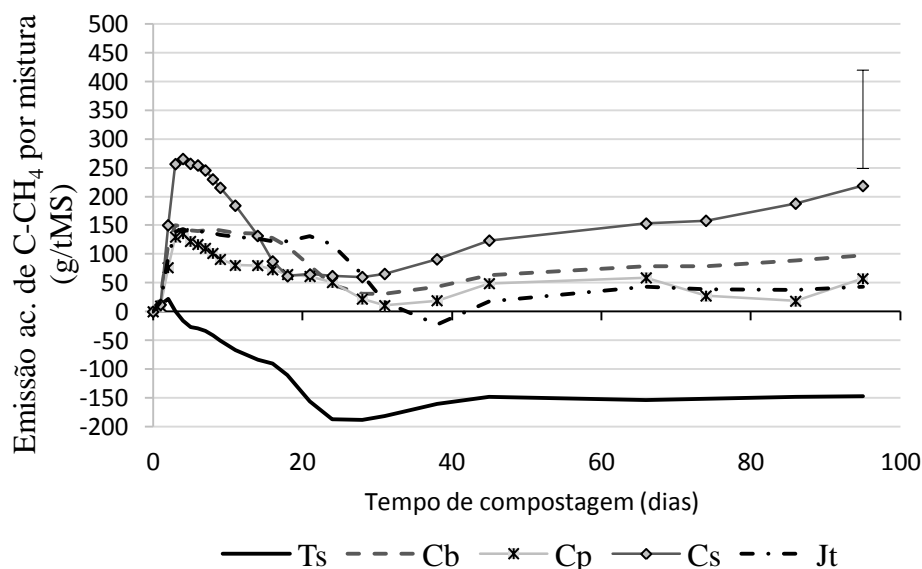


Figura 11 - Evolução das emissões médias acumuladas de C-CH<sub>4</sub> nos diferentes tratamentos (Ts - testemunha; Cb - cabeça de brócolo; Cp – Talos de couve penca; Cs – castanha; Jt – jatropha) durante o período de compostagem. A barra indica o valor mais elevado do erro padrão da média.

### 3.7. Teores de glucosinolatos

Os dados apresentados no quadro 6 são relativos às amostras de material recolhido antes de proceder à mistura no dia de arranque do ensaio. Dos materiais utilizados no ensaio, apenas o brócolo e a couve penca possuíam glucosinolatos nos seus tecidos (quadro 6).

O GLU mais abundante no brócolo era o Glucoraphinin (Graf) com uma concentração de 486,4  $\mu$ moles/100g MS. Kushad *et al.*, (1999), num estudo sobre o teor de glucosinolatos em *Brassica oleracea*, constatou também, que este glucosinolato (Graf) era o que aparecia com maior teor no brócolo. A seguir ao Graf foi o methoxyglucobrassicin (4- Metx) com um teor de 368,0  $\mu$ moles/100g MS. O 4-hydroxyglucobrassicin (4-OH), e o Glucobrassicin (Gbrass) existiam em quantidades semelhantes, numa concentração de aproximadamente 76  $\mu$ moles/100g MS. O glucoiberin (Gib), Neoglucobrassicin (NGB) e o progoitrin (Prog), ocorreram em menores concentrações, 53,0  $\mu$ moles/100g MS, 41,5  $\mu$ moles/100g MS, 23,2  $\mu$ moles/100g MS respetivamente. O Sinigrin (Sin) não foi detetado no brócolo.

Na couve-penca, os glucosinolatos mais abundantes foram Gib (157.30  $\mu$ moles/100g MS), o Sin (57,7  $\mu$ moles/100g MS) e o 4-OH (57,0  $\mu$ moles/100g MS). Através da análise do quadro 6, verifica-se que na couve-galega o GLU presente em maior quantidade foi o Gib,e

que o Sin e o 4-OH estavam presentes com concentrações idênticas. O Graf que apresentou maior teor no brócolo, é o que está presente em menor quantidade na couve penca. Rosa *et al.* (1996) verificou que apenas uma pequena quantidade de Graf ocorria em folhas de couve, tal como se verificou neste estudo, onde o Graf ocorreu apenas numa concentração de 22,5  $\mu\text{moles}/100\text{g MS}$ , o que vem a comprovar os resultados obtidos.

O Sin não estava presente no brócolo e o Prog não se encontrava nos tecidos de couve.

Um fator importante que pode ter contribuído para a diferença no conteúdo de glucosinolatos entre o brócolo e a couve-penca, é a diferença dos tecidos testados. Neste estudo, no brócolo foi analisado a parte da flor, enquanto que na couve-penca os tecidos utilizados para o processo foram os talos e a folha.

No primeiro dia do ensaio (dia 0) foram retiradas amostras logo após a preparação das misturas. A análise destas amostras revelou a ausência de GLU após a mistura dos materiais.

Segundo Borek, *et al* 1994, plantas pertencentes à família Brassicaceae são ricas em glucosinolatos, como comprovam os dados obtidos da análise destes materiais. A jatropha e a castanha não possuíam qualquer glucosinato na sua constituição (quadro 6).

Quadro 6. Teores de Glucosinolatos ( $\mu\text{moles}/100\text{g MS}$ ) dos materiais originais.

Glucosinolatos	Brócolo	Couve-penca	Jatropha	Castanha
Gib	53,0	157,3	0	0
Prog	23,2	0	0	0
Graf	486,4	22,5	0	0
Sin	0	57,7	0	0
4-OH	76,1	57,0	0	0
Gbrass	76,4	50,1	0	0
4-Metx	368,0	54,9	0	0
NGB	41,5	48,6	0	0
Total	1124,5	448,2	0	0

Denominação dos diferentes glucosinolatos avaliados: **Gib**- Glucoiberin; **Prog**- Progoitrin; **Graf**- Glucoraphinin; **Sin** - 2-propenyl (Sinigrin); **4-OH**- 4-hydroxyglucobrassicin; **Gbrass** - Glucobrassicin; **4-Metx** - Methoxyglucobrassicin; **NGB**- Neoglucobrassicin

### 3.8. Teores de fenólicos totais

Entre os diferentes materiais utilizados para o ensaio, a castanha é a que possuía maior teor de compostos fenólicos com uma concentração de 14,2 mg GAE<sup>-1</sup> MS. A *Jatropha* por sua vez apenas apresentava uma concentração de 2,6 mg GAE g<sup>-1</sup> MS (quadro 7).

Ao contrário dos GLU os compostos fenólicos apresentaram valores importantes após a preparação das misturas para compostagem. Verificou-se que estes tenderam a aumentar até ao dia 11, para valores compreendidos entre 12,3 e 14,7 mg GAE g<sup>-1</sup> MS (quadro 8). No entanto as amostras recolhidas no dia 14 apresentaram valores ligeiramente inferiores (11,0 – 12,6 mg GAE g<sup>-1</sup> MS). Apesar de a castanha apresentar a maior concentração de compostos fenólicos entre os materiais utilizados aquando da sua junção com os restantes materiais, o valor do tratamento referente à castanha ficou apenas com uma concentração de 8,8 mg GAE g<sup>-1</sup> peso seco para esta mistura no início do ensaio. Nessa amostragem (dia 0) os tratamentos Jt e Ts foram os que apresentaram valores mais elevados 10,0 e 9,1 mg GAE g<sup>-1</sup> MS respetivamente, possivelmente devido à inclusão em maior proporção de relva verde nestes tratamentos. Na última amostra recolhida (dia 24) o tratamento da castanha foi a que apresentou menor teor de fenólicos totais (11,0 mg GAE g<sup>-1</sup> MS), por sua vez o tratamento de brócolo foi a que apresentou a maior concentração.

Quadro 7. Teores de fenólicos totais (mg GAE g<sup>-1</sup> MS) dos materiais originais.

Amostra	Compostos fenólicos
palha	8,6
relva verde	13,1
relva seca	7,7
brócolo	10,4
couve-penca	7,7
castanha	14,2
jatropha	2,6

Quadro 8. Teores de fenólicos totais (mg GAE g<sup>-1</sup> MS) dos diferentes tratamentos em diferentes dias de compostagem.

Dia	Cb	Cp	Cs	Jt	Ts
0	8,6	8,0	8,8	10,0	9,1
2	9,8	9,4	8,7	10,7	9,8
11	14,4	13,2	13,4	12,3	14,7
24	12,6	11,6	11,0	12,0	11,5

Denominação das diferentes siglas: **Ts** - testemunha; **Cb** - cabeça de brócolo; **Cp** – Talos de couve penca; **Cs** – castanha; **Jt** – jatropha.

### 3.9. Teores de taninos totais

No quadro 10 estão apresentados os teores de taninos totais ao longo do processo de compostagem. Todos os tratamentos tenderam a aumentar a concentração de taninos totais ao longo dos 2 primeiros dias do processo de compostagem à exceção do tratamento Cs. O facto de no tratamento Cs diminuir o teor de taninos nos 2 primeiros dias poderá estar relacionado com o facto de a castanha ter uma elevada concentração de taninos no material inicial comparativamente aos restantes materiais utilizados. À medida que evoluímos do 2º para 11º dia verificou-se uma diminuição de taninos totais no tratamento Cs e Cb. Durante este período as temperaturas ainda se mantinham bastante elevadas (45- 56°C), Federici *et al.*, (2011) num estudo sobre a comunidade microbológica durante o processo de compostagem de resíduos de fabrico de azeite, verificou que é na fase termófila que ocorre um maior número de bactérias capazes de degradar os taninos. Apesar de as temperaturas já não serem temperaturas termófilas como referiu Federici *et al.*, (2011), estas foram bastante próximas promovendo assim a permanência de parte dos microrganismos capazes de degradar os taninos nesta fase e assim poderá justificar a diminuição do seu teor nestes dois tratamentos. O aumento da concentração de taninos verificou-se no tratamento Ts, Cp e Jt durante este período. Na última amostra recolhida para análise de fitoquímicos (dia 24), todos os tratamentos apresentaram valores inferiores (2,0-4,3 mg g<sup>-1</sup> MS) aos das amostras recolhidas no dia 11 (3,4-9,4 mg g<sup>-1</sup> MS). Bhat *et al.*, (1998) verificou que a concentração de taninos diminui com a compostagem. Isto deve-se certamente ao efeito resultante da alteração das comunidades de microrganismos existentes nas diferentes etapas da compostagem, em que numa fase mais evoluída do processo mais uma vez ocorrem populações de fungos capazes de degradar os taninos.



À semelhança do que aconteceu com os fenólicos totais, a castanha é a que contém maior concentração de taninos totais nos seus tecidos (8,1 mg g<sup>-1</sup> MS) (quadro 9) e a que apresenta menor teor na última amostra recolhida (2,0 mg g<sup>-1</sup> MS) (quadro 10). A sua concentração neste tratamento, tendeu a diminuir à medida que evoluiu o processo de compostagem.

Quadro 9. Teores de taninos totais (CAE mg g<sup>-1</sup> MS) dos materiais originais.

Amostra	Taninos totais
Palha	1,6
relva verde	7,7
relva seca	3,3
Brócolo	7,0
couve-galega	1,7
Castanha	8,1
Jatropha	7,6

Quadro 10. Teores de taninos totais (CAE mg g<sup>-1</sup> MS) dos diferentes tratamentos em diferentes dias de compostagem.

Dia	Ts	Cb	Cp	Cs	Jt
0	3,7	5,4	1,0	6,4	0,9
2	5,3	6,7	3,2	5,8	5,3
11	8,3	5,5	9,4	3,4	7,0
24	3,2	3,6	2,2	2,0	4,3

Denominação das diferentes siglas: **Ts** - testemunha; **Cb** - cabeça de brócolo; **Cp** – Talos de couve penca; **Cs** – castanha; **Jt** – jatropha.

#### 4. CONCLUSÃO

As misturas dos resíduos vegetais utilizadas neste estudo entraram rapidamente em compostagem e alcançaram temperaturas termófilas logo nos primeiros dias de compostagem.

A introdução de relva verde nos tratamentos elevou a concentração de N nos diferentes tratamentos, resultando numa baixa razão C/N (compreendida entre 11 e 14) na fase inicial do processo e compreendida entre 8-9 na fase final.

O valor de pH no final do processo era bastante elevado ( $\approx 9$ ) nos cinco tratamentos, estes valores para composto final são limitantes para o composto ser utilizado em solos alcalinos.

O teor de nutrientes aumentou proporcionalmente à diminuição da MO durante o período do ensaio, valorizando agronomicamente os compostados.

Os resultados obtidos neste estudo demonstraram que as emissões de gases foram afetadas pelos parâmetros físico-químicos dos diferentes tratamentos, sendo o tratamento castanha o que obteve as máximas emissões de C-CO<sub>2</sub>, N-N<sub>2</sub>O e C-CH<sub>4</sub>.

Através deste ensaio verificou-se que logo após a mistura dos materiais todos os glucosinolatos estavam decompostos, o que sugere que não devem ser considerados como compostos bioativos em materiais compostados.

Os fenólicos totais presentes nas misturas demonstraram o interesse destas para futuras utilizações como compostos bioativos uma vez que a sua concentração aumentou à medida que evoluiu a compostagem. Entre todos os tratamentos, o brócolo foi o que apresentou maior concentração de compostos fenólicos no final do processo.

Os taninos totais diminuíram a sua concentração ao 24º dia do processo o que poderá estar relacionado com a presença de espécies de fungos capazes de os degradar.

Este estudo sugere que os resíduos de brássicas, castanha e jatropha poderão ser utilizados como materiais compostados para incorporação no solo, no entanto deverá haver o cuidado na mistura destes com outros materiais, de forma a originar um produto final estável rico em compostos húmicos. Quanto aos fitoquímicos estudados, apenas os compostos fenólicos não foram afetados pelo processo de degradação na compostagem, pelo que os

materiais que os contêm devem ser preferencialmente considerados como compostados bioativos.

## 5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Arany, A.M., Jong de, T., Kim, H.K., van Dam, N.M., Choi, Y.L., Verpoorte, R., Van der Meijden, E., 2008. Glucosinolates and other metabolites in the leaves of *Arabidopsis thaliana* from natural populations and their effects on a generalist and a specialist herbivore. *Chemoecology* 18: 65-71.
- Bangert R.K., 2006. A genetic similarity rule determines arthropod community structure. *Molecular Ecology* 15: 1379-1391.
- Batista, J.G.F. e Batista, E.R.B., 2007. Compostagem – Utilização em horticultura. Universidade dos Açores, Angra do Heroísmo, Açores, 252 pp.
- Beck-Friis, B., Smars, S., Jonsson, H., Kirchmann, H., 2001. Gaseous emissions of carbon dioxide, ammonia and nitrous oxide from organic household waste in a compost reactor under different temperature regimes. *Journal of Agricultural Engineering Research* 78:423–430.
- Beck-friis, M., Pell, U., Sonesson, H., Jönsson e Kirchmann, H., 1999. Formation and emission of N<sub>2</sub>O and CH<sub>4</sub> from compost heaps of organic household waste. *Environmental Monitoring and Assessment* 62:317-331.
- Bernal, M.P., Paredes, C., Sánchez–Monedero, M.A. e Cegarra, J., 1998. Maturity and stability parameters of composts prepared with a wide range of organic wastes. *Bioresource Technology* 63: 91-99.
- Bernal, M.P., Alburquerque, J.A. e Moral, R., 2009. Composting of animal manures and chemical criteria of compost maturity assessment. *Bioresource Technology* 100: 5444–5453.
- Bhat, T.K., Singh, B., Sharma, O.P., 1998. Microbial degradation of tannins. A current perspective. *Biodegradation* 9: 343–357.
- Bidlingmaier, I.W., 1985. Quality-testing of waste sewage sludge composts. *Acta Horticulturae* 172: 99-116.
- Bjorkman, M., Klingen, I., Birch A.N.E., Bones A.M., Bruce T.J.A., Johansen T.J., Meadow R., Molmann J., Seljasen R., Smart L.E., Stewart D., 2011. Phytochemicals of Brassicaceae in plant protection and human health – Influences of climate, environment and agronomic practice. *Phytochemistry* 72: 538-556.
- Borek, V., Morra, M., Brown, P., McCaffrey, J., 1994. Allelochemicals produced during sinigrin decomposition in soil. *Journal of Agricultural and Food Chemistry* 42: 1030–1034.
- Brady, N. e Weil, R., 1996. The Nature and Properties of Soils, 12th ed. Prentice, New Jersey, USA. 385-495.
- Bravo, L., 1998. Polyphenols: Chemistry, dietary sources, metabolism and nutrition significance. *Nutrition Review* 56: 317-33.
- Brito, L.M., 2003. Manual de compostagem. Escola Superior Agrária de Ponte de Lima, Instituto Politécnico de Viana do Castelo, 26 p.
- Brito, L.M., Mourão, I., Trindade, H. e Coutinho, J., 2006. Produção de azoto mineral durante a compostagem de fracção sólida de chorume da pecuária leiteira intensiva. *Revista de Ciências Agrárias*, 12pp.

- Brito L.M., Amaro, A.L., Mourão, I. e Coutinho, J., 2008. Transformação da matéria orgânica e do nitrogénio durante a compostagem da fração sólida do chorume bovino. *Revista Brasileira da Ciência do Solo* 32: 1959-1968.
- Brito, L. M., 2011. Conservação e recuperação do solo. In Ferraz, A. I., Rodrigues A. C. (eds), *Biotechnology, Ambiente e Desenvolvimento Sustentável*. Publindústria, Edições Técnicas, Lda. 197-214.
- Butler, L.G., Riedl, D.J., LebrýK, D.G. e Blytt, H.J., 1984. Interaction of proteins with sorghum tannin: mechanism, specificity and significance. *Journal of American Oil Chemistry Society*, v.61, 5: 916-920.
- Cambardella, C.A., Richard, T.L. e Russel, A., 2003. Compost mineralization in soil as a function of composting process conditions. *European Journal of Soil Biology* 39: 119–127.
- Cayuela M.L., Sánchez-Monedero, M.A., Asunción Roig, A., Sinicco, T., Mondini, C., 2012. Biochemical changes and GHG emissions during composting of lignocellulosic residues with different N-rich by-products. *Chemosphere*, 88: 196–203.
- CCQC, 2001. Compost Maturity index. Nevada City, California, Compost Quality Council, 26 p.
- Chaves. B., De Neve, S., Hofman, G., Boaeckx, P., Cleempont, O.V., 2004. Nitrogen mineralization of vegetable root residues and green manures as related to their (bio) chemical composition. In *Europ. Journal Agronomy* 21: 161–170.
- Croft, K.D., 1998. The chemistry and biological effects of flavonoids and phenolic acids. *Annals of the New York Academy of Science*, New York.
- Cunha Queda, A.C.F., 2006. Processos bioenergéticos de tratamento do Curso de Licenciatura em Engenharia do Ambiente (especialidade Gestão e Recuperação Ambiental). Editado pela Associação de Estudantes do Instituto Superior de Agronomia (AEISA). Lisboa. 56pp.
- Cunha Queda, A.C.F., 1999. Dinâmica do azoto durante a compostagem de materiais biológicos putrescíveis. Dissertação para obtenção de doutoramento em Engenharia Agro-Industrial. Universidade Técnica de Lisboa. Instituto Superior de Agronomia. Lisboa 257 pp.
- Das, M., Uppal, H.S., Singh, R., Beri, S., Mohan K.S., Gupta V.C., Adholeya, A., 2011. Co-composting of physic nut (*Jatropha curcas*) deoiled cake with rice straw and different animal dung. *Bioresource Technology* 102: 6541–6546
- Dinuccio, E., Berg W., and Balsari, P., 2008. Gaseous emissions from the storage of untreated slurries and the fractions obtained after mechanical separation. *Atmospheric Environment* 42: 2448–2459.
- Dungey HS, Potts BM, Whitham TG, Li HF., 2000. Plant genetics affects arthropod community richness and composition: evidence from a synthetic eucalypt hybrid population. *Evolution* 54: 1938– 1946.
- Ekinci, K., Keener, H.M., Akbolat, D., 2004. Effect of thermocouple location on the optimum composting rate. *Biosystems Engineering* 89: 345-353.
- Fahey J.W., Talalay P., 2001. Phytochemicals from cruciferous plants protect against

- cancer by modulating carcinogen metabolism. *Journal Nutrition* 31:3027-3033.
- Fangueiro, D., Coutinho, J., Chadwick, D., Moreira, N., Trindade, H., 2008. Effect of Cattle Slurry separation on greenhouse gas and Ammonia Emissions during storage. *Journal Environmental* 37: 2322-2331.
- Federici, E., Pepi, M., Esposito, A., Scargetta, S., Fidati, L., Gasperini, S., Cenci, G., Altieri, R., 2011. Two-phase olive mill waste composting: Community dynamics and functional role of the resident microbiota. *Bioresource Technology* 102: 10965–10972.
- Freire, M., Morra, J., e Knudsen, G., 2003. Atividade antifúngica de substâncias voláteis presentes em *Brassica napus* sobre o crescimento micelial de *Fusarium oxysporum* - Anti-fungal activity of *Brassica napus* volatile compounds against *Fusarium oxysporum*. *Ver. Bras. Farm* 84: 97-99.
- Gonçalves, M.J.S. e Baptista, M., 2001. Proposta de Norma Portuguesa sobre a Qualidade do composto para utilização na Agricultura. Laboratório Químico Agrícola Rebelo da Silva, Lisboa, INIA, MADRP, 14pp.
- Gols, R., Bukovinszky, T., van Dam, N.M., Dicke, M., Bullock, J.M., Harvey, J.A., 2008. Performance of generalist and specialist herbivores and their endoparasitoids differs on cultivated and wild Brassica populations. *Journal Chemical Ecology* 34: 132–143.
- Hao, X., Chang, C., Larney, F.J., 2004. Carbon, nitrogen balances and greenhouse gas emission during cattle feedlot manure composting. *Journal of Environmental Sciences* 33: 37–44.
- Harada Y., Ynoko A., Tadaki M. e Izawa T., 1981. Maturing process of city refuse compost during piling. *Soil Science and Plant Nutrition* 27: 356-364.
- Harvey J.A., Gols R., Wagenaar R., Bezemer T.M., 2007. Development of an insect herbivore and its pupal parasitoid reflect differences in direct plant defense. *Journal Chemical Ecology* 33: 1556–1569.
- Houba, V.J.G., Van der Lee, J.J. & Novozamsky, I. 1995. Soil Analysis Procedures – other procedures, part 5B, 6<sup>th</sup> edition. Department of Soil Science and Plant Nutrition, Wageningen Agricultural University, Netherlands.
- Jiang, T., Schuchardt, F., Li, G., Guo, R., Zhao, Y., 2011. Effect of C/N ratio, aeration rate and moisture content on ammonia and greenhouse gas emission during the composting. *Journal of Environmental Sciences* 23: 1754–1760.
- Jiménez, E.I., Garcia V.P., 1989. Evaluation of city refuse compost maturity: *Biology Wastes* 27: 115-142.
- Jodice, R., 1989. “Parametri chimic e biologici per la valutazione della qualità del compost” in: Compost-Production Quality and Use, Internacional Symposium, pp: 363-384.
- Keener, H.M. and K. Das, 1996. Process control based on dynamic properties in composting: moisture and compaction considerations. In: The science of composting. part 1. Chapman & Hall. England. p: 116-125.
- King, A. e Young G., 1999. Characteristics and occurrence of phenolic phytochemicals. *Journal American Dietetic Association* 50: 213-218.

- Kushad, M.M., Brown, A.F., Kurilich, A.C., Juvik, J.A., Klein, B.P., Wallig, M.A., Jeffery E.H., 1999. Variation of Glucosinolates in Vegetable Crops of *Brassica oleracea*. *Journal of Agriculture Food Chemical* 47: 1541-1548.
- Larney, F.J. & Hao, X., 2007. A review of composting as a management alternative for beef cattle feedlot manure in southern Alberta, Canada. *Bioresource Technology* 98: 3221-3227.
- Lau, A.K., Lo, K.V., Liao P.H., e Yu, J.C., 1992. Aeration experiments for swine waste composting. *Bioresource Technology* 41: 145-152.
- Lazzeri, L., Leoni, O., Manici, L.M., 2004. Biocidal plant dried pellets for biofumigation. *Industrial Crops Products* 20: 59–65.
- Leclerc, B., 2001. Guide des Matières Organiques. Tome 2. ITAB, Paris. 91 pp.
- Manser, A.G.R., Keeling A.A., 1996. “Processing and Recycling Municipal Waste – Practical Handbook”.
- Marschner A., 1995. Mineral nutrition of higher plants, Academic Press, London.
- Martins, O. e Dewes, T., 1992. Loss of nitrogenous compounds during composting animal wastes. *Bioresource Technol* 42: 103-111.
- Matthiessen, J.N., Kirkegaard, J.A., 2006. Biofumigation and enhanced biodegradation: opportunity and challenge in soilborne pest and disease management. *Critical Review. Plant Science* 25: 235–265.
- McKinley, V., Vestal, J. e Erarp, A.E., 1985. Microbial activity in composting. *Biocycle* 10: 39-50.
- Morel, J.L., Colin, F., Germon, J.G., Godin, P. e Juste, C., 1985. Methods for the evaluation of the maturity of municipal refuse compost. In Composting of agricultural and other wastes, (Ed. J.K.R. Gasser). *Elsevier Applied Science* 56-72.
- Moyes C.L., Collin H.A., Britton G., Raybould A.F., 2000. Glucosinolates and differential herbivory in wild populations of *Brassica oleracea*. *Journal Chemical Ecology* 26: 2625–2641.
- Naczek, M. e Shahidi F., 2004. Extraction and analysis of phenolics in food. *Journal Chromatography* 1054: 95-111.
- Nakasaki, K., Ohtaki, A., Takano, H., 2000. Biodegradable plastic reduces ammonia emission during composting. *Polymer Degradation and Stability* 70:185–188.
- Nozella, E., 2001. Determinação de taninos em plantas com potencial forrageiro para ruminantes. Dissertação de Mestrado, Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Brasil. 72 pp.
- Pereira Neto, J.T., 2007. Manual de compostagem: processo de baixo custo. UFV. Viçosa. 81 p.
- Pereira Neto, J.T., 1996. Manual de Compostagem. UNICEF. Belo Horizonte. 56 pp.
- Raybould A.F., Moyes C.L., 2001. The ecological genetics of aliphatic glucosinolates. *Heredity* 87: 383–391
- Rashad, F.M., Saleh, W.D., Mohamed, A. e Moselhy, M.A., 2010. Bioconversion of rice straw and certain agro-industrial wastes to amendments for organic farming

- systems: 1. Composting, quality, stability and maturity indices. *Bioresource Technology* 101: 5952-5960.
- Raviv, M., Medina, S., Krasnovsky, A. e Ziadna, H., 2004. Organic matter and nitrogen conservation in manure compost for organic agriculture. *Compost Science Utilization* 12: 6-10.
- Redovnikovic, R., Glivetic, T., Delonga, K., Vorkapic-Furac, J., 2008. Glucosinolates and their potential role in plant. *Periodic Biology* 110: 297–309.
- Rodrigues, M.S., Silva, F.C., Barreira, L.P. e Kovacs, A., 2006. Compostagem: reciclagem de resíduos sólidos orgânicos. In: Spadotto, C.A., Ribeiro, W. Gestão de Resíduos na agricultura e agroindústria. FEPAF. Botucatu. p. 63-94.
- Rosa, E.A., Heaney, R.K., Portas, C.A., Roger, G., 1996. Changes in glucosinolate concentrations in *Brassica* crops (*B. Oleracea* and *B. napus*) throughout growing seasons. *Journal Science Food Agriculture* 71: 237-244.
- Salunkhe, D.K., Chavan, J.K. e Kadan, S.S., 1990. Dietary Tannins: consequences and remedies. Boca Raton: CRC Press. 200pp.
- Schattner-Schmidt, S., Helm, M., Gronauer, A. e Hellmann, B., 1995. Composting biogenic wastes. *Landtechnik* 50: 364.
- Sharma, V.K., M. Caudatelli, F. Fortuna and C. Cornacchia. 1997. Processing of urban and agroindustrial residues by anaerobic composting: review. *Energ. Convers. Manage* 38: 453-478.
- Sommer, S.G. e Moller, H.B., 2000. Emission of greenhouse gases during composting of deep litter from pig production - effect of straw content. *Journal Agriculture Science* 134: 327-335.
- Sánchez-Monedero, M.A., Serramiá, N., García-Ortiz Civantos, C., Fernández- Hernández, A., Roig, A., 2010. Greenhouse gas emissions during composting of two-phase olive mill wastes with different agroindustrial by-products. *Chemosphere* 81:18–25.
- Soumaré, M., Demeyer, A., Tack, F.M.G. e Verloo, M.G., 2002. . Chemical characteristics of Malian and Belgian solid waste composts. *Bioresource Technology* 81: 97-101.
- Szanto, G.L., Hamelers, H.V.M., Rulkens, W.H., Veeken, A.H.M., 2007. NH<sub>3</sub>, N<sub>2</sub>O and CH<sub>4</sub> emissions during passively aerated composting of straw-rich pig manure. *Bioresource Technology* 98: 2659–2670.
- Thaler J.S., Stout M.J., Karban R., Duffey S.S., 2001. Jasmonatemediated induced plant resistance affects a community of herbivores. *Ecology Entomology* 26: 312–324.
- Tiquia, S.M. 2005. Microbiological parameters as indicators of compost maturity. *Journal Applied Microbiology* 99: 816-828.
- Vallini, G., 1995a. Compost. In: Dizionario dell’ambiente, Ed. Gamba, G., Martignetti, G., ISEDI, UTET Libreria, Torino. 173-174.
- Vallini, G., 1995b. Il Compostaggio. In: La protezione dell’ambiente in Italia. Ed. Bertini, I., Cipollini, R. e Tundo, P., Consiglio Nazionale delle Ricerche, Società Chimica Italiana e Consorzio Interuniversitario Chimica per l’Ambiente. Bologna. 83-134.
- Wu, L. & Ma, Q.C., 2002 Relationship between compost stability and extractable organic carbon. *Journal Environmental Quality* 31: 1323-1328.



- Wink, M., 2004. Phytochemical diversity of secondary metabolites. *Encyclopedia of Plant and Crop Science* 915-919.
- Zhang, Y. & He, Y., 2006. Co-compostig solid swine manure with pine sawdust as organic substrate. *Bioresource Technology* 97: 2024- 2031.
- Zuconi, F. & de Bertoldi, M., 1987. Composts specifications for the production and characterization of composts from municipal solid waste. In: de Bertoldi, M., Ferranti, M.P., L'Hermite, P., Zuconi, F. (Eds.) *Compost: Quality and Use. Elsevier Applied Science*, London, pp. 30–50.